

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

WALLACE MELO DOS SANTOS

POTENCIAL DO BIOCARVÃO PARA REMEDIAÇÃO DE
SOLO SALINO-SÓDICO DO PERÍMETRO IRRIGADO
JACARÉ-CURITUBA EM SERGIPE

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2019

WALLACE MELO DOS SANTOS

**POTENCIAL DO BIOCARVÃO PARA REMEDIAÇÃO DE
SOLO SALINO-SÓDICO DO PERÍMETRO IRRIGADO
JACARÉ-CURITUBA EM SERGIPE**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Recursos Hídricos da
Universidade Federal de Sergipe como
um dos requisitos para obtenção do título
de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Isidória Silva Gonzaga

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2019

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

S2372p

Santos, Wallace Melo dos

Potencial do biocarvão para remediação de solo salino-sódico do
perímetro irrigado Jacaré-Curituba em Sergipe / Wallace Melo dos Santos;
orientadora Maria Isidória Silva Gonzaga – São Cristóvão, SE, 2019.
90 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal
de Sergipe, 2019.

1. Recursos hídricos. 2. Biocarvão. 3. Gesso. 4. Biorremediação. 5.
Solos – Lixiviação. 6. Solos irrigados. 7. Milho – Cultivo – Sergipe. I.
Gonzaga, Maria Isidória Silva, orient. II. Título.

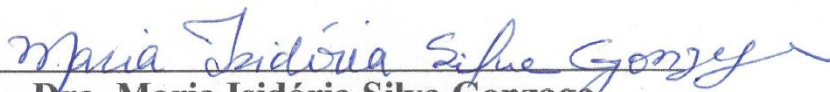
CDU 556.18:631.432.3

WALLACE MELO DOS SANTOS

**POTENCIAL DO BIOCÁRVÃO PARA REMEDIAÇÃO DE
SOLO SALINO-SÓDICO DO PERÍMETRO IRRIGADO
JACARÉ-CURITUBA EM SERGIPE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Sergipe como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Aprovada em: 19 de dezembro de 2019



Dra. Maria Isidória Silva Gonzaga
(Orientadora)



Dr. Airon José da Silva



Dra. Eloá Moura Araújo

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2019

DEDICATÓRIA

A minha esposa, Ana Cláudia, pela colaboração e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Sergipe, ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e ao Projeto Opará pelo suporte logístico e estrutural para a realização deste trabalho.

Aos professores do PRORH pelos ensinamentos e por sempre se disponibilizarem para o auxílio dos alunos.

Agradeço imensamente a minha orientadora, Profa. Maria Isidória, não apenas pela brilhante orientação, mas também por ter aceitado e entusiasmado a realização do trabalho, além do apoio profissional e pessoal.

Aos membros da banca, Dra. Eloá Araújo e Prof. Airon Silva, por terem aceitado o convite e pela valiosa contribuição no desenvolvimento do trabalho.

A todos os meus colegas de curso pela convivência e por partilharem os conhecimentos e anseios durante todo o curso. Em especial Wendel e Thiago, aos quais tenho amizade e respeito.

Aos professores e técnico-administrativos do Departamento de Engenharia Agrônômica, principalmente os amigos Kairon Rocha e Idamar Lima, que sempre se dispuseram a me auxiliar.

A todos os colegas do Laboratório de Água e Solo que me prestaram uma valiosa ajuda.

Aos meus colegas de trabalho da DIRESP e do DRS pela contribuição e convívio no dia-a-dia.

Aos meus pais e irmãos pelo apoio ininterrupto.

Agradeço profundamente a minha esposa Ana Cláudia, pelo carinho, incentivo, colaboração, cumplicidade, correção e, acima de tudo, amor. Te amo!

A minha cadela, Leia, pela presença constante durante a redação do trabalho.

E, por fim, aos que apesar de não terem sido mencionados, torceram e contribuíram de maneira direta ou indireta para esta realização.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área irrigada total e participação das Regiões Geográficas (1960 - 2015).....	16
Figura 2 – Mapa de localização da coleta das amostras de solo.....	24
Figura 3 – Vista geral da área de coleta das amostras. Poço Redondo, SE.....	25
Figura 4 – Coleta das amostras de solo. Poço Redondo, SE. (A) – Amostras deformadas; (B) – Amostras indeformadas	26
Figura 5 – Forno artesanal TLUD. São Cristóvão, SE.	29
Figura 6 – Biocarvões: (A) Cana; (B) Laranja; (C) Milho após o processo de pirólise. São Cristóvão, SE.....	30
Figura 7 – Configuração das unidades experimentais. São Cristóvão, SE.....	31
Figura 8 – Corte transversal da unidade experimental	33
Figura 9 - Vasos utilizados no experimento de casa de vegetação. São Cristóvão, SE.	36
Figura 10 – Distribuição dos vasos no experimento em casa de vegetação. São Cristóvão, SE.	37
Figura 11 – Plantas de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.) aos 30 dias após a semeadura. São Cristóvão, SE.	38
Figura 12 – Condutividade Elétrica (CE _{es}) dos extratos da pasta saturada após lixiviação. São Cristóvão, SE.....	41
Figura 13 – Registro fotográfico das colunas após os eventos de lixiviação. São Cristóvão, SE.	43
Figura 14 – Variação da Condutividade Elétrica (CE) dos lixiviados com o tempo. São Cristóvão, SE.....	44
Figura 15 – (A) Tempo de lixiviação; (B) Volume gasto e (C) Condutividade Elétrica (CE) dos lixiviados da Coleta 1 (C1), Coleta 2 (C2) e Coleta 3 (C3). São Cristóvão, SE.	47
Figura 16 – Concentração dos cátions: (A) Cálcio; (B) Magnésio; (C) Sódio e (D) Potássio nos lixiviados da Coleta 1 (C1), Coleta 2 (C2) e Coleta 3 (C3). São Cristóvão, SE.	49
Figura 17 – Concentração dos cátions: (A) Cálcio; (B) Magnésio; (C) Sódio e (D) Potássio no extrato da pasta saturada. São Cristóvão, SE.	53
Figura 18 – Concentração dos ânions: (A) Bicarbonato; (B) Sulfato e (C) Cloreto nos lixiviados da Coleta 1 (C1), Coleta 2 (C2) e Coleta 3 (C3). São Cristóvão, SE.....	56
Figura 19 – Concentração dos ânions: (A) Bicarbonato; (B) Sulfato e (C) Cloreto no extrato da pasta saturada. São Cristóvão, SE.	58

Figura 20 – Concentração final das bases trocáveis no solo após a lixiviação: (A) Cálcio; (B) Magnésio; (C) Sódio e (D) Potássio. São Cristóvão, SE.....	61
Figura 21 – Percentual de Sódio Trocável (PST) no solo após a lixiviação. São Cristóvão, SE.	62
Figura 22 – Quantidade de dias para a germinação das sementes de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.). São Cristóvão, SE.....	66
Figura 23 – Altura das plantas (A); Diâmetro do colmo (B); Peso seco da parte aérea (C) e Peso seco da raiz (D) das plantas de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.) 30 dias após a semeadura. São Cristóvão, SE.....	67
Figura 24 – Plantas de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.) após o cultivo em solo salinizado, tratado com diferentes tipos de biocarvão e gesso agrícola e submetido à lixiviação de sais. São Cristóvão, SE.....	69
Figura 25 – Concentração de nitrogênio (A) e de fósforo (B) na parte aérea e nas raízes das plantas de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.) cultivadas em solo salinizado, tratado com biocarvão e lixiviado. São Cristóvão, SE.....	71
Figura 26 – Concentração de sódio (A) e de potássio (B) na parte aérea e nas raízes das plantas de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.) cultivadas em solo salinizado, tratado com biocarvão e lixiviado. São Cristóvão, SE.....	74
Figura 27 – Relação Sódio/Potássio (Na^+/K^+) na parte aérea e raiz das plantas de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.) cultivadas em solo salinizado, tratado com biocarvão e lixiviado. São Cristóvão, SE.	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização do solo realizada pelo ITPS. Aracaju, SE.	27
Tabela 2 – Caracterização do extrato da pasta saturada do solo. São Cristóvão, SE.	27
Tabela 3 – Caracterização física do solo. São Cristóvão, SE.	28
Tabela 4 – Caracterização dos biocarvões. São Cristóvão, SE.	30
Tabela 5 – Denominação dos tratamentos no experimento de lixiviação. São Cristóvão, SE.	32
Tabela 6 – Caracterização dos tratamentos após a incubação de 30 dias. São Cristóvão, SE.	33
Tabela 7 – Estimativa da lixiviação efetiva dos cátions por tratamento. São Cristóvão, SE.	51
Tabela 8 – Razão de Adsorção do Sódio (RAS) no extrato da pasta saturada após a lixiviação. São Cristóvão, SE.	54
Tabela 9 – Estimativa da lixiviação efetiva dos ânions por tratamento. São Cristóvão, SE.	57
Tabela 10 – pH do solo após a lixiviação. São Cristóvão, SE.	63
Tabela 11 – Porcentagem de germinação das sementes de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.). São Cristóvão, SE.	65
Tabela 12 – Teores de fósforo extraível no solo. São Cristóvão, SE.	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

ANOVA – Análise de variância

BC – Tratamento com solo e biocarvão de bagaço de cana

BCG – Tratamento com solo, biocarvão de bagaço de cana e gesso

BCGS – Tratamento com solo, biocarvão de bagaço de cana e gesso sem lixiviação

BCS – Tratamento com solo e biocarvão de bagaço de cana sem lixiviação

BL – Tratamento com solo e biocarvão bagaço de laranja

BLG – Tratamento com solo, biocarvão de laranja e gesso

BM – Tratamento com solo e biocarvão de sabugo de milho

BMG – Tratamento com solo, biocarvão de sabugo de milho e gesso

BMS – Tratamento com solo e biocarvão de sabugo de milho sem lixiviação

CE – Condutividade elétrica

CE_{es} – Condutividade elétrica no extrato da pasta saturada

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

CTC – Capacidade de Troca de Cátions

CTR – Tratamento apenas com solo

Ds – Densidade do solo

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations

GE – Tratamento com solo e gesso

IBI – International Biochar Initiative

LAS – Laboratório de Água e Solo

NG – Necessidade de gesso

pH – Potencial hidrogeniônico

PST – Percentual de sódio trocável

RAS – Razão de adsorção de sódio

TFSA – Terra fina seca ao ar

TLUD – Top Lid Updraft Gasifier

UFS – Universidade Federal de Sergipe

SUMÁRIO

RESUMO	10
ABSTRACT	11
1. INTRODUÇÃO	12
2. REFERÊNCIAL TEÓRICO	14
2.1. Salinização do solo	14
2.2. Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba.....	16
2.3. Gesso agrícola.....	18
2.4. Biocarvão	19
2.5. Milho sob estresse salino	21
3. MATERIAIS E MÉTODOS	24
3.1. Coleta de solo.....	24
3.2. Produção dos biocarvões	28
3.3. Condução do experimento de lixiviação.....	31
3.4. Condução do experimento em casa de vegetação.....	35
3.5. Análise estatística	39
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.1. Eficiência dos tratamentos na lixiviação dos sais	40
4.2. Efeito dos tratamentos nas concentrações de cátions na solução de lixiviação e nos extratos da pasta saturada.....	48
4.3. Efeito dos tratamentos nas concentrações de ânions na solução de lixiviação e nos extratos da pasta saturada.....	55
4.4. Eficiência dos tratamentos na remediação do solo salino-sódico.....	59
4.5. Influência dos tratamentos no desenvolvimento inicial de plantas de milho-verde (<i>Zea mays</i> L.)	64
4.5.1. Avaliação da germinação das sementes.....	64
4.5.2. Avaliação do desenvolvimento das plantas	67
4.5.3. Avaliação do status nutricional das plantas	69
5. CONCLUSÕES.....	78
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

RESUMO

No Nordeste brasileiro há um aumento de áreas com problema de salinização do solo, principalmente nos perímetros irrigados. Algumas práticas são utilizadas para a recuperação desses solos, a exemplo da aplicação de gesso agrícola associado à lavagem do solo, do uso de matéria orgânica e de plantas halófitas. O uso do biocarvão nessas áreas pode melhorar o fluxo de água e a lixiviação de sais do solo, com grande potencial para a remediação. Dessa maneira, o estudo teve por objetivo avaliar a aplicação de biocarvões de três diferentes fontes: bagaço de cana-de-açúcar, bagaço de laranja e sabugo de milho, associados ou não ao gesso, na remediação do caráter salino-sódico de um Luvisolo Crômico do perímetro irrigado Jacaré-Curituba em Sergipe e no subsequente desenvolvimento inicial de plantas de milho (*Zea mays* L.). Foram desenvolvidos dois experimentos em sequência. O primeiro, utilizando colunas de lixiviação, em esquema fatorial $(3 \times 2) + 2$, sendo 3 tipos de biocarvão, com e sem adição de gesso, um tratamento apenas com gesso e um tratamento controle, sem biocarvão e sem gesso. O segundo experimento foi realizado em casa de vegetação, através do cultivo de milho, com o solo resultante do experimento de lixiviação. Foram acrescentados os três melhores tratamentos do primeiro experimento, mas sem que ocorresse a prévia lavagem do solo. Os biocarvões foram aplicados na dosagem de $58,8 \text{ t ha}^{-1}$ e o gesso em $27,7 \text{ t ha}^{-1}$. Foram analisados a CE, a RAS e as concentrações dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , CO_3^{2-} , HCO_3^{-} , SO_4^{2-} e Cl^{-} nas soluções lixiviadas e nos extratos das pastas saturadas e as bases trocáveis e a PST no solo após a lixiviação, bem como quantidade total de água e o tempo necessário para a lixiviação. As plantas de milho foram avaliadas aos 30 dias após a semeadura nos seguintes parâmetros: germinação, altura de planta, diâmetro de colmo, matéria seca, concentrações de N, P, Na^{+} e K^{+} na parte aérea e raiz. Todos os biocarvões foram mais eficientes que o gesso na redução dos parâmetros indicadores da salinidade do solo, porém os biocarvões de cana e de milho apresentaram melhores resultados, pois reduziram a CE_{es} em cerca de 95%, a RAS em 97% e a PST em mais de 83%. As plantas de milho se desenvolveram apenas nos solos tratados com biocarvão. Com isso, os biocarvões promoveram uma maior lixiviação dos sais e os provenientes de resíduos de cana e de milho reduziram o caráter salino-sódico do Luvisolo Crômico e melhoraram o desenvolvimento e o estado nutricional das plantas de milho.

Palavras-chave: *Biochar*, gesso, lixiviação de sais, condicionantes do solo.

ABSTRACT

In northeastern Brazil, there is an increase in areas with soil salinization problem, mainly in irrigated perimeters. Some practices are used for the recovery of these soils, such as the application of gypsum associated with soil washing, use of organic matter and halophyte plants. Biochar can improve water flow and salt leaching, with great potential to remediate saline-sodic soils. Thus, the study aimed to evaluate the application of biochar from three different sources: sugarcane bagasse, orange bagasse and corn cob, with and without gypsum, in the remediation of saline-sodic character of a chromic Luvisol of the irrigated perimeter Jacaré-Curituba, in Sergipe, and the initial development of maize (*Zea mays* L.). Two sequential experiments were performed. The first using leach columns in a factorial scheme $(3 \times 2) + 2$, with 3 types of biochar, with and without added gypsum, a treatment with only gypsum and a control treatment, without biochar and without gypsum. The second experiment was developed in a greenhouse by cultivating maize with the soil resulting from the leaching experiment. The best three treatments from the leaching experiment were added, but without previous soil washing. Biochars were applied in a dosage of 58.8 t ha^{-1} and gypsum at 27.7 t ha^{-1} . The EC, SAR and the concentrations of Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- e Cl^- ions in the leached, saturated paste extracts and exchangeable bases and ESP in the soil after leaching were analyzed. Maize plants were evaluated at 30 days after sowing in the following parameters: germination, plant height, stem diameter, dry matter, concentrations of N, P, Na and K in shoot and root. All biochars were more efficient than gypsum in reducing soil salinity parameters, but the sugarcane and corncob biochars showed better results, as they reduced the CE_{es} by 95%, the SAR by 97% and the ESP by more than 83%. Maize plants were only able to grow on biochar-treated soils. Therefore, sugarcane and maize residues biochars were efficient to remediate the saline-sodic character of Chromic Luvisol and improved maize plant development and nutritional status.

Keywords: Biochar, gypsum, salt leaching, soil remediation, soil conditioner

1. INTRODUÇÃO

Conforme dados da FAO e ITPS (2015), no mundo, há cerca de 1 bilhão de hectares de solos com problemas relacionados ao acúmulo de sais, sendo que 128 milhões de hectares estão presentes na América do Sul. A salinização do solo causa impactos aos recursos naturais e prejuízos econômicos, pois diminui a disponibilidade de nutrientes do solo, dispersa as argilas, destrói a sua estrutura, reduz a eficiência de utilização dos recursos hídricos, aumenta o potencial osmótico da solução do solo, causa estresse hídrico nas plantas, reduz a produtividade agrícola e contribui para o processo de desertificação.

As regiões com clima árido e semiárido são mais propícias ao fenômeno da salinização do solo em virtude de características naturais desses ambientes, como também por interferências antrópicas no manejo. Dentre as características naturais que contribuem para o fenômeno da salinização, citam-se: a limitada e má distribuição da precipitação pluviométrica, elevada evapotranspiração, menor grau de intemperização, além de drenagem deficiente. As interferências antrópicas estão relacionadas à irrigação, principalmente na quantidade e na qualidade da água aplicada e na construção e manejo adequado dos canais de drenagem nos perímetros irrigados (HOLANDA *et al.*, 2007).

Em Sergipe, os perímetros irrigados são de fundamental importância sócio-econômica, pois fornecem água e dão suporte aos agroecossistemas, através da irrigação. Um dos perímetros irrigados instalados no Estado é o Jacaré-Curituba, localizado nos municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, próximo à Usina Hidroelétrica de Xingó, e possui cerca de 3.105 hectares de área irrigável. Conforme estimativas do trabalho de Santos (2015), cerca de 40% da área do perímetro apresenta algum problema relacionado à salinização do solo.

A remediação das áreas afetadas por sais é importante para a regeneração de áreas produtivas. Uma das técnicas mais comuns utilizada na recuperação de solos salino-sódicos e sódicos é a aplicação do gesso agrícola, em função da reportada eficiência na lixiviação dos sais do solo e por apresentar custo relativamente baixo. O cálcio (Ca^{2+}) presente no gesso compete com o sódio (Na^+) no complexo de troca, facilitando sua remoção do solo. Porém, a aplicação do gesso poderá ser ineficiente se a permeabilidade do solo estiver baixa, pois é necessária a aplicação de uma lâmina de água para a remoção do Na^+ , e o nível de salinização estiver muito alto (QADIR; QURESHI; AHMAD, 1998).

A aplicação de uma fonte de matéria orgânica, como o biocarvão (*biochar*), pode melhorar a qualidade física, química e biológica do solo, facilitar a remoção dos sais solúveis e auxiliar no processo de recuperação de solos salinizados. A aplicação de biocarvão, resultante

da pirólise de resíduos orgânicos diversos, tem se mostrado eficiente na melhoria do *habitat* para a microbiota, na redução da densidade e promoção da agregação das partículas do solo, além do aumento da infiltração da água (KUPPUSAMY *et al.*, 2016).

Portanto, acredita-se que o uso do biocarvão em solos salinizados pode se tornar uma estratégia eficiente e inovadora para a recuperação de áreas improdutivas no Estado de Sergipe, principalmente ao ser associado ao gesso, de maneira a promover a lixiviação efetiva dos sais e reduzir os efeitos deletérios da salinidade do solo nas plantas.

Diante do exposto, o estudo teve por objetivo geral avaliar a aplicação de biocarvões de 03 diferentes fontes: bagaço de cana-de-açúcar, bagaço de laranja e sabugo de milho, com e sem gesso, na remediação do caráter salino-sódico de um Luvisolo Crômico do perímetro irrigado Jacaré-Curituba, em Sergipe, e no desenvolvimento inicial de plantas de milho-verde (*Zea mays* L). Mais especificamente, o trabalho visa a: (1) verificar a lixiviação dos sais do solo; (2) mensurar a quantidade de água e o tempo necessários para reduzir a condutividade elétrica do lixiviado; (3) avaliar a eficiência dos tratamentos na remediação da salinidade do solo (4) verificar se há ação sinérgica entre o gesso e os biocarvões na remediação do solo salino-sódico; (5) verificar a eficiência da remediação do solo no desenvolvimento inicial de milho-verde; e (6) verificar o estado nutricional das plantas de milho-verde cultivadas no solo salino-sódico após a aplicação dos tratamentos.

2. REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1. Salinização do solo

Solos desenvolvidos em condições imperfeitas de drenagem, com a presença de sais solúveis, sódio trocável ou ambos, em horizontes ou camadas próximas à superfície são caracterizados como solos afetados por sais (RIBEIRO; FILHO; JACOMINE, 2016). A má distribuição espacial e temporal da precipitação pluviométrica, o menor grau de intemperização, associados à drenagem deficiente dos solos e à utilização de água de má qualidade, conduzem à formação de solos com elevada concentração de sais (HOLANDA *et al.*, 2007). De acordo com Sun *et al.* (2017), esse problema já atinge cerca de 25% da área total do planeta e está presente em mais de 100 países.

Existem áreas onde o processo de salinização é natural (IVUSHKIN *et al.*, 2018), classificada como salinização primária do solo em que o acúmulo de sais é resultante do intemperismo físico ou químico natural e pelo transporte de sais do material de origem, depósitos geológicos ou da água subterrânea, afetando as características do solo como porosidade, estrutura, textura, composição mineral, taxa de compactação, taxa de infiltração, armazenamento de água e a condutividade hidráulica. Já a salinização secundária é decorrente da ação direta do homem, principalmente pelo uso da irrigação com água salina ou de práticas de manejo que estabeleçam uma drenagem deficitária (DALIAKOPOULLOS *et al.*, 2016). Nos solos afetados por sais, os cátions de sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), e os ânions sulfato (SO_4^{2-}), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) cloreto (Cl^-) e nitrato (NO_3^-) são os principais íons que se acumulam em seu perfil (MARCHUK, 2013).

Conforme Richards (1954), os solos afetados por sais são classificados em três tipos: Solos Salinos, que apresentam concentração elevada de sais solúveis neutros e apresentam Condutividade Elétrica do extrato da pasta saturada (CE_{es}) acima de 4 dS m^{-1} a 25°C , Porcentagem de Sódio Trocável (PST) menor que 15% e pH entre 7,0 e 8,5. O segundo tipo são os Solos Sódicos, que possuem baixa concentração de sais solúveis neutralizantes, mas excesso de Sódio (Na^+), com valores de CE_{es} menores que 4 dS m^{-1} a 25°C , PST acima de 15% e pH acima de 8,5. A terceira classificação são os Solos Salino-Sódicos, caracterizados pela alta concentração de sais solúveis neutralizantes e de Na^+ . Esses solos são definidos por apresentarem elevados valores de CE_{es} e de PST, maiores que 4 dS m^{-1} e que 15%, respectivamente, e pH abaixo de 8,5.

A condutividade elétrica mensura a resistência elétrica de um condutor, pois a mesma é diretamente proporcional ao comprimento e inversamente proporcional à seção transversal.

Assim, seu valor é amplamente utilizado para medir a salinidade de extratos do solo, sendo considerado o procedimento de medição padrão pela maioria das pesquisas com salinidade do solo (IVUSHKIN *et al.*, 2018), já que a CE_{es} aumenta à medida que o teor de água diminui, o que ocasiona uma maior concentração iônica (FERREIRA; SILVA; RUIZ, 2016). A PST, como também a razão de adsorção de sódio (RAS), são importantes no diagnóstico da qualidade ambiental para identificar solos onde a quantidade de sódio, em relação aos cátions adsorvidos, causa problemas em sua estrutura física (SANTOS, 2015). O pH é definido como o logaritmo negativo (base 10) da atividade do íon H^+ , atingindo valores altos nos solos salinos e sódicos pela predominância do íon OH^- , o que afeta a predisposição do solo em dispersar e diminuir a disponibilidade de alguns micronutrientes (FREIRE; PESSOA; GHEYI, 2016).

A salinidade do solo é um problema crítico e persistente em diversas áreas irrigadas do mundo, principalmente em regiões áridas e semiáridas, onde cada vez mais a necessidade por água é aumentada, o que causa preocupação para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas irrigados (ABBAS *et al.*, 2013). Práticas agropecuárias contínuas e inadequadas, uso intensivo de fertilizantes ou corretivos e técnicas incorretas de irrigação, contribuem para agravar o problema (OLIVEIRA, 2017).

A salinização do solo prejudica a agricultura, silvicultura, o desenvolvimento de pastagens e diversas outras práticas agrícolas (PATEL; BHENSDADIA; PANDEY, 2009), já que o acúmulo de sais promove a perda total ou parcial da capacidade produtiva do solo, pois degrada suas propriedades químicas e físicas, sendo que um nível elevado de salinidade torna o processo de remediação do solo caro e difícil (PSINARAS *et al.*, 2010). Segundo Oliveira (2015), a identificação de solos com indícios de salinização pode ser feita pela observação de crostas brancas na superfície, ausência ou deficiência de vegetação, além da presença de espécies vegetais tolerantes à salinidade.

Os solos salinizados possuem problemas na sua estrutura física, na estabilidade dos agregados, na permeabilidade e na infiltração da água, além de ser uma das condições mais estressantes para os microrganismos com efeitos negativos mais fortes do que a poluição por metais pesados (CAIXETA *et al.*, 2017). O acúmulo do sódio trocável pode predispor à dispersão, compactação e, possivelmente, à erosão aumentada, principalmente em solos manejados que não possuem estrutura resistente (SHARP-HEWARD; ALMOND; ROBINSON, 2014). Nesses solos, o desenvolvimento das plantas é prejudicado pelo aumento do potencial osmótico do solo, que dificulta a absorção de água pelas raízes, e pela toxidez ao sódio, boro, bicarbonatos e cloretos. Além disso, o sódio inibe a absorção de nutrientes, como cálcio, magnésio e potássio (PEDROTTI *et al.*, 2015). Ademais, o desequilíbrio iônico e a

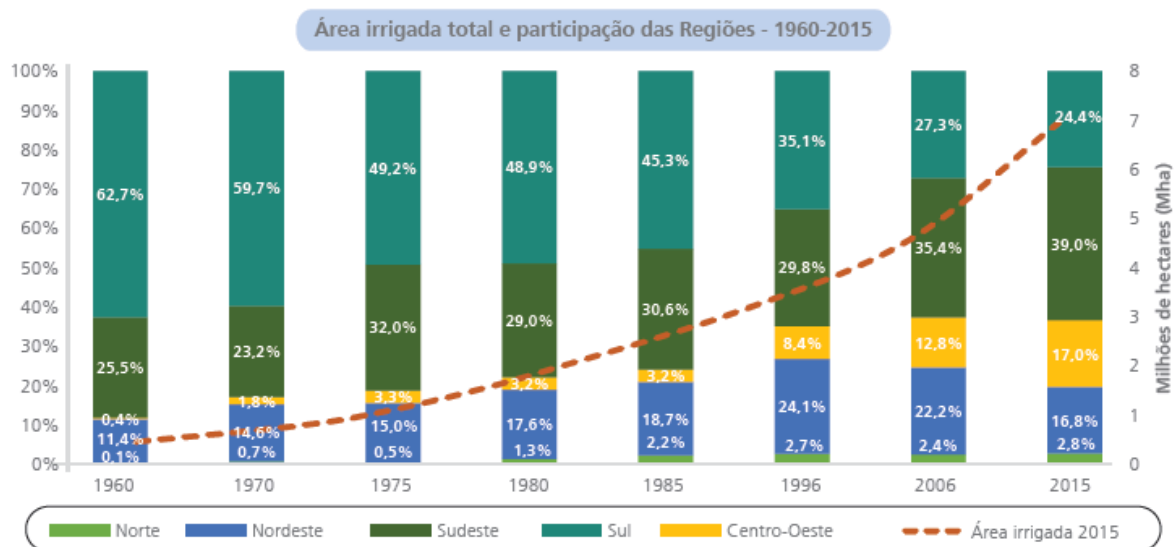
toxicidade causada pelo sódio são as principais causas de injúrias nas fases iniciais da germinação, sendo que o baixo potencial hídrico afeta o crescimento radicular e da parte aérea das plântulas (GORDIN *et al.*, 2012). Além disso, os sais Na_2CO_3 e NaHCO_3 causam elevação no pH do solo, causando ainda mais estresse nas plantas (YU *et al.*, 2010).

2.2. Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba

A irrigação é uma tecnologia indispensável para aumentar a produção agrícola nas regiões áridas e semiáridas do mundo (HUANG *et al.*, 2015). No entanto, de acordo com as estimativas de Abbas *et al.* (2013), cerca de um terço das áreas irrigadas dos principais países que praticam agricultura irrigada estão afetadas por salinidade ou poderão ser salinizadas num futuro próximo.

Conforme dados da Agência Nacional de Águas – ANA, o Brasil consome, em média, $1.109 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de água, sendo que desse total, 67,2%, ou seja, $745,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ são consumidos pela agricultura. A área irrigada no Brasil em 2015 compreendeu 6,95 Mha, com destaque para as culturas da cana-de-açúcar e do arroz inundado, que juntos somam 51% da área total (ANA, 2017). Na Figura 1, é possível visualizar o percentual de área irrigada em cada região geográfica do país, como também a variação no tamanho dessa área.

Figura 1 – Área irrigada total e participação das Regiões Geográficas (1960 - 2015)



Fonte: ANA (2017)

Os perímetros irrigados modificam diversos aspectos regionais por permitir a introdução de novas culturas, uso de insumos e maquinários agrícolas mais modernos, o que possibilita intensificar o uso da terra (SANTOS, 2011). Em Sergipe, a área irrigada é de 29.845 ha (ANA,

2017), dos quais 1.826,72 hectares estão inseridos no Projeto de Assentamento de Reforma Agrária Jacaré-Curituba, cujo perímetro irrigado leva o nome do assentamento. Desses, 1.724,10 ha são destinados à agricultura e os 102,62 ha restantes para a pecuária (LUCAS *et al.*, 2015). O perímetro está localizado na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, na região do Baixo São Francisco, mais precisamente nos municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, na microrregião do Alto Sertão Sergipano (AGUIAR NETTO *et al.*, 2015).

O Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba foi idealizado para aproveitar a água represada pela barragem da Usina Hidroelétrica de Xingó. A área total compreenderia cerca de 9.000 ha, mas a infraestrutura hídrica foi dimensionada para atender a 80 lotes, com área média de 50 ha, que praticariam agricultura comercial. Porém entre 1997 e 1999, após mobilização social, cerca de 6.800 ha foram arrecadados, por processo de desapropriação pelo INCRA, e distribuídos para cerca de 760 famílias, em 8 projetos de assentamento, onde para cada assentado foi atribuída, em média, uma área de 2,5 ha. Em 2006, a responsabilidade da implantação e gestão do projeto foi repassada para a CODEVASF, que iniciou sua implantação em 2009 (RAMOS FILHO, 2013; COSTA, 2015).

Conforme Almeida (2015), o sistema de irrigação predominante no perímetro é o de gotejamento alternando com o micro aspersão, que compreende cerca de 84% dos irrigantes. A cultura do quiabo é predominante na região, pois 40% dos agricultores a produzem, seguido da macaxeira, com 35%, e milho, cultivado por 20% dos irrigantes. As demais culturas existentes são: acerola, girassol, hortaliças, feijão de corda, maracujá, banana e tomate. Outra característica local levantada pela autora é que 99,7% dos produtores adotam algum sistema de cultivo consorciado, utilizando duas ou mais espécies, sendo mais frequente o consórcio da mandioca com o milho, milho com o feijão de corda, mandioca com quiabo, dentre outros. Além disso, 99% dos irrigantes praticam a rotação de culturas com as principais espécies citadas.

No trabalho de Santos (2015), foi constatado que 46,8% da área do perímetro apresenta algum estágio de salinidade, conforme classificação de Richards (1954), com ocorrência mais pronunciada na camada de 0,00 a 0,15 m, sendo o estágio salino-sódico o predominante. Para Oliveira (2015), a ocorrência da salinidade do solo no perímetro irrigado, constatado pelo alto nível de CE e PST, é ocasionado pelas condições edafoclimáticas da região, onde prevalecem solos rasos, com alta concentração natural de sais, presença do horizonte B textural, baixa precipitação e elevada evapotranspiração. Mas, o autor acrescenta que práticas agrícolas inadequadas como irrigação excessiva, desmatamento, uso de fertilizantes em demasia e o indevido preparo do solo são ações antrópicas que contribuem para o agravamento do problema.

Com o inadequado uso das técnicas de irrigação e drenagem em áreas naturalmente propensas ao fenômeno da salinização do solo, ocorre o aumento de áreas com problemas de sais e de sódio trocável, gerando problemas sociais e econômicos, como o abandono de lotes em perímetros irrigados (TAVARES FILHO *et al.*, 2012). A recuperação desses solos tem o objetivo de diminuir a concentração dos sais solúveis e do sódio trocável e permitir que eles sejam agricultáveis novamente (VASCONCELOS *et al.*, 2013).

Assim, o problema da salinização do solo no Perímetro Irrigado Jacaré-Curitiba tende a se estender para áreas ainda não afetadas se medidas preventivas não forem realizadas, além da necessidade de se remediar e recuperar os solos já afetados.

2.3. Gesso agrícola

Existem diversos corretivos que podem ser usados para corrigir solos salinos, mas o gesso é abundante, tem baixo custo e facilidade no manuseio, sendo uma alternativa viável, pois sua aplicação constitui um método com potencial para restaurar as propriedades químicas e físicas e diminuir a concentração de Na^+ trocável no perfil do solo, permitindo o crescimento dos vegetais de exploração comercial (SANTOS *et al.*, 2014).

O gesso ou sulfato de cálcio ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) é um sal obtido em jazidas de gipsita ou como subproduto da fabricação de ácido fosfórico, matéria prima dos fertilizantes minerais fosfatados utilizados na agricultura, onde a composição teórica é de 46,6% SO_3 , 32,5% CaO , 20,9% H_2O (OLIVEIRA *et al.*, 2012). O gesso possui alta mobilidade e solubilidade, podendo alcançar até 80 cm de profundidade no perfil do solo (MOTA NETO *et al.*, 2017), por isso apresenta boa eficiência em reduzir a saturação por Al^{3+} e aumentar as concentrações de Ca^{2+} e de SO_4^{2-} em profundidade, além de distribuir o Mg^{2+} no perfil do solo (MICHALOVICZ *et al.*, 2014).

A aplicação de gesso proporciona um aporte de cálcio, que altera as características químicas do solo, pois promove a redução da toxicidade do alumínio, além de melhorar as suas propriedades físicas, já que o cálcio é um agente cimentante que auxilia na formação dos agregados, o que favorece a atividade da macro e microbiota do solo. Esses fatores favorecem a atividade agrícola e o sequestro de carbono no solo (INAGAKI *et al.*, 2017).

A adição de gesso no solo auxilia na redução da razão de adsorção de sódio (RAS), definida como $\text{Na}^+ / [(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2]^{0,5}$ e a neutralização da alcalinidade com a precipitação do CaCO_3 . Embora a precipitação do CaCO_3 acarrete em perdas no cálcio solúvel, com a diminuição da alcalinidade, adições subsequentes de gesso irão aumentar a concentração do Ca^{2+} trocável, que reduzirá a RAS (McKENNA *et al.*, 2019).

Para se obter melhores resultados na aplicação do gesso com a finalidade de lixiviar o sódio trocável da zona radicular, é necessário que a água utilizada seja de boa qualidade e que as partículas de gesso sejam bem finas, para que a dissolução seja mais rápida e ocorra a efetiva remoção do Na^+ e a melhoria da condutividade hidráulica do solo (YU *et al.*, 2010; AHMAD *et al.*, 2016).

Luo *et al.* (2018), ao avaliarem a influência de diferentes condicionantes de solo, como gesso e esterco, na melhoria da agregação do solo e na comunidade microbológica em um solo sódico, verificaram que o gesso foi o método que obteve melhores respostas na melhoria das propriedades do solo. No trabalho de Kim, Choo e Cho (2017), a associação do gesso com a palhada de arroz aumentou consideravelmente a agregação do solo, de valores iniciais de 3,26% para 16,02%, a porosidade do solo, o tamanho e a estabilidade dos agregados, como também acelerou a lixiviação de Na^+ , e a redução da PST (de 43,9% para 9,0%) e da CE_{es} (de 26,7 dS m^{-1} para 3,5 dS m^{-1}), sendo uma solução aplicável para recuperar e melhorar as propriedades físicas dos solos salino-sódicos.

2.4. Biocarvão

A pirólise de resíduos orgânicos resulta na produção de três sub-produtos: gases não condensáveis, líquidos condensáveis e o material sólido conhecido como biocarvão (*biochar*), sendo esses produtos utilizados como fontes de energia por diferentes setores (LIMA, 2016). O biocarvão pode ser produzido pela pirólise de qualquer material orgânico, tendo maior destaque o aproveitamento de restos culturais (ALLING *et al.*, 2014).

Diversos benefícios são associados ao biocarvão quando aplicado no solo, dentre eles o sequestro de carbono, melhoria na agregação e na retenção de água do solo, aumento da fertilidade e da biomassa microbiana, imobilização de poluentes e destinação de resíduos orgânicos (LEHMANN *et al.*, 2011). Porém, trabalhos de campo realizados por Jeffery *et al.* (2017) demonstraram que esses efeitos benéficos não são universais, pois em solos tropicais o biocarvão foi eficiente em aumentar o nível de nutrientes e diminuir a acidez do solo, enquanto que em zonas temperadas, seus benefícios estão relacionados com a economia no custo com fertilizantes e controle na emissão de gases do efeito estufa.

Conforme o trabalho de Bass *et al.* (2016), a aplicação do biocarvão melhora as propriedades do solo, com a diminuição da sua densidade, aumento da porosidade, da retenção de água e de nutrientes como fósforo, cálcio, potássio, magnésio e nitrogênio inorgânico. No entanto, a melhoria dessas propriedades depende da textura do solo, sendo que solos argilosos

apresentam uma resposta mais discreta, principalmente na retenção de água no solo. Embora os efeitos da aplicação de biocarvão variem com as características do solo, seus benefícios são amplamente observados, pois trata-se de material orgânico de alta estabilidade. Além disso, sua utilização no solo viabiliza o descarte adequado de grande quantidade de resíduos produzidos pelas atividades humanas, principalmente os de origem agroindustrial, reduz as emissões atmosféricas e estimula o armazenamento de carbono no solo.

Com base em dados da CONAB (2018a), no Brasil, é estimada uma área colhida de 8,66 milhões de hectares de cana-de-açúcar para a safra 2018/2019, com uma produção de 635,51 milhões de toneladas, o que confere ao país o status de maior produtor de cana do mundo (CABRAL *et al.*, 2018). Para cada tonelada de cana-de-açúcar, 140 kg de bagaço são produzidos, um resíduo cujos componentes principais são: celulose, hemicelulose e lignina, que é destinado, principalmente, para a produção de energia elétrica (REGO *et al.*, 2018). Ao testar a aplicação do biocarvão proveniente desse material em um solo contaminado com elementos traços, Nie *et al.* (2018) verificaram que o mesmo reduziu as frações lábeis de cobre e chumbo e o cádmio trocável, em razão do aumento do pH e da matéria orgânica do solo, que forma quelatos e complexos estáveis e insolúveis com esses metais, além de promover o aumento da população bacteriana. Portanto, o biocarvão de bagaço de cana de açúcar tem potencial para a remediação de solos contaminados com metais pesados.

A laranja é a fruta mais cultivada no mundo, sendo o Brasil o país com a maior área de produção de laranjas (CARVALHO *et al.*, 2016). Em 2016, a produção mundial de citros foi de mais de 124 milhões de toneladas, onde 10 milhões de toneladas foi de bagaço da casca dos frutos, um resíduo ácido (pH de 3,5 a 5,8), com alto teor de matéria orgânica, composta por açúcares e óleos essenciais perecíveis e facilmente fermentáveis (ZEMA *et al.*, 2018). O biocarvão de bagaço de laranja possui potencial para remover íons orgânicos e inorgânicos na água, especialmente o cádmio (TRAN; YOU; CHAO, 2016). No solo, esse biocarvão pode atuar na remediação de solos contaminados por chumbo (ABDELHAFEZ; LI; ABBAS, 2014) e como um agente cimentante, promovendo a agregação das partículas e aumentando o pH do solo (GONZAGA *et al.*, 2018a).

A produção mundial de milho para a safra 2017/2018 foi estimada em 1.031 milhões de toneladas, em que 40% do total da produção de grãos são resíduos, dos quais o sabugo corresponde a 40% desse resíduo (MIRANDA *et al.*, 2018). A safra brasileira, para o mesmo período, foi de 80,8 milhões de toneladas, o que gera uma produção de 12,9 milhões de toneladas de sabugo de milho (CONAB, 2018b), um material lignocelulósico que é utilizado para produção de energia elétrica e alimentação animal (GOUVEIA *et al.*, 2015). Conforme

Günel, Erdem e Çelik (2018), biocarvões produzidos a partir de sabugos de milho possuem uma grande superfície específica e estrutura porosa, que resulta em maior retenção de água, tanto em solos argilosos, quanto arenosos, sendo que, no segundo, seu impacto é mais pronunciado.

Como a aplicação de resíduos orgânicos em solos salinos é considerada uma boa prática de remediação (WU *et al.*, 2018), o uso de biocarvão tem sido considerado para essa finalidade. Os biocarvões possuem propriedades úteis para a remediação de solos afetados por sais, como estrutura bastante porosa, elevada superfície específica e alta capacidade de troca catiônica e sua aplicação no solo auxilia no acréscimo do carbono orgânico, da capacidade de troca catiônica, da porosidade, da retenção de água, na estabilização dos agregados do solo, além de ser fonte de cátions (ex.: K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) e estimulante da atividade biológica (LEHMANN *et al.*, 2015).

Dessa maneira, o biocarvão melhora as características físicas, químicas e biológicas do solo, como a densidade, as propriedades hidráulicas, a estrutura dos agregados e a capacidade de troca iônica, propriedades que auxiliam na sorção e lixiviação do sódio acumulado nesses solos (CHAGANTI; CROHN, 2015). Embora as pesquisas com o uso de biocarvão para remediação de solos salinizados ainda estejam incipientes, há relatos de seu potencial para tal finalidade, porém o efeito do biocarvão depende do tipo de biomassa fonte, do tempo e da temperatura da pirólise e da quantidade de biocarvão aplicada no solo (SAIFULLAH *et al.*, 2018).

No trabalho de Thomas *et al.* (2013), a aplicação de biocarvão em solo salinizado aumentou a produção de biomassa de *Prunella vulgaris* em 50%, já que a adição de uma matéria orgânica pirolisada, como o biocarvão, contribuiu para mitigar os efeitos da salinidade nas plantas, pois, ao ser aplicado no solo, foi capaz de adsorver os sais e, dessa maneira, diminuir seus efeitos no potencial osmótico da água, a absorção excessiva de sais pelas plantas e os sintomas de estresse salino.

Em solos sódicos e salino-sódicos, a adição de biocarvões promove o acréscimo de K^+ na solução do solo. Assim, como ocorre a competição iônica do K^+ com o Na^+ , há a inibição da absorção de Na^+ e do seu efeito tóxico nos tecidos vegetais, o que melhora a tolerância das plantas à salinidade do solo (LIN *et al.*, 2015).

2.5. Milho sob estresse salino

O milho é uma das culturas mais importantes e produzidas no mundo. No Brasil, ela ocupa uma área de 16 milhões de hectares e a produção brasileira corresponde a 6% da produção mundial do grão (FAO, 2018).

Por ser considerada uma espécie moderadamente tolerante à salinidade, a cultura do milho sofre redução progressiva do crescimento com o aumento da salinidade do solo (GARCIA, 2007). Tanto que uma concentração de sais na água da ordem de 900 mg dm^{-3} é suficiente para impedir o cultivo agrícola do milho (TAIZ; ZEIGER, 2013). Porém, existe uma variação intraespecífica que pode conferir certa resistência à salinidade através de dois mecanismos: (1) resistência das plantas a um menor potencial osmótico do solo; (2) resistência das plantas à toxicidade do íon Na^+ (SCHUBERT *et al.*, 2009).

A água pura, por definição, possui um potencial hídrico equivalente a zero ($\Psi = 0$), com isso ela possui um alto potencial químico que lhe permite dissolver solutos e hidratar substâncias. Quando a água dissolve um soluto, seu potencial hídrico diminui e, quanto mais soluto ela dissolve, menor será esse potencial. As células possuem membranas com permeabilidade seletiva, ou seja, elas podem permitir a entrada da água e impedir a de solutos. Assim, existem gradientes de potencial hídrico entre o meio externo e o interno à membrana que permitem a entrada da água quando o potencial hídrico do meio externo é superior ao do interno. Assim, um valor muito baixo do potencial hídrico da água do solo, em razão da dissolução dos sais, resulta num impedimento das células vegetais de absorver a água e, consequentemente, de possibilitar desde a germinação até o desenvolvimento do vegetal (CASTRO; BRADFORD; HILHORST. 2004).

O sódio é quimicamente semelhante ao potássio, apresentando, inclusive, uma competição iônica, já que são absorvidos pelos mesmos canais. Para algumas espécies, como as plantas com metabolismo C4 e CAM, o Na^+ é benéfico, pois é necessário para a regeneração do fosfoenolpiruvato na primeira carboxilação, além de substituir parcialmente o K^+ como cofator em algumas enzimas e no equilíbrio iônico para a realização do movimento estomatal e a expansão celular (MASSCHNER, 1998; ZAMBOLIM; VENTURA; ZANÃO JÚNIOR, 2012; TAIZ; ZEIGER, 2013). Apesar do milho ser uma espécie com metabolismo C4, é relatado que o grau de efeito do sódio como nutriente é nulo ou bem baixo numa situação de deficiência de potássio (MALAVOLTA, 2006). Nessa espécie, altas concentrações de Na^+ no citoplasma prejudicam o funcionamento do cloroplasto, em decorrência do Na^+ deslocar o K^+ , além de inibir a regulação estomática pelo acúmulo de sódio nas células-guarda, que ocasiona perdas excessivas de água e o aparecimento de manchas necróticas nas folhas mais velhas (SCHUBERT *et al.*, 2009)

Inicialmente, a salinidade provoca efeitos osmóticos com a redução do crescimento radicular em função do acúmulo de sais nesses tecidos. Em seguida, ocorrem danos à permeabilidade das membranas e organelas citoplasmáticas que desequilibram a fotossíntese e

a respiração celular. Esses efeitos diminuem a capacidade de alongação e a taxa de divisão celular, que afeta o crescimento das plantas, o acúmulo de fotoassimilados, podendo ocasionar a morte do vegetal (FREITAS, 2013). Além disso, a salinidade reduz o teor de clorofila pela inibição de enzimas específicas responsáveis pela síntese desse pigmento (HIDRI *et al.*, 2016).

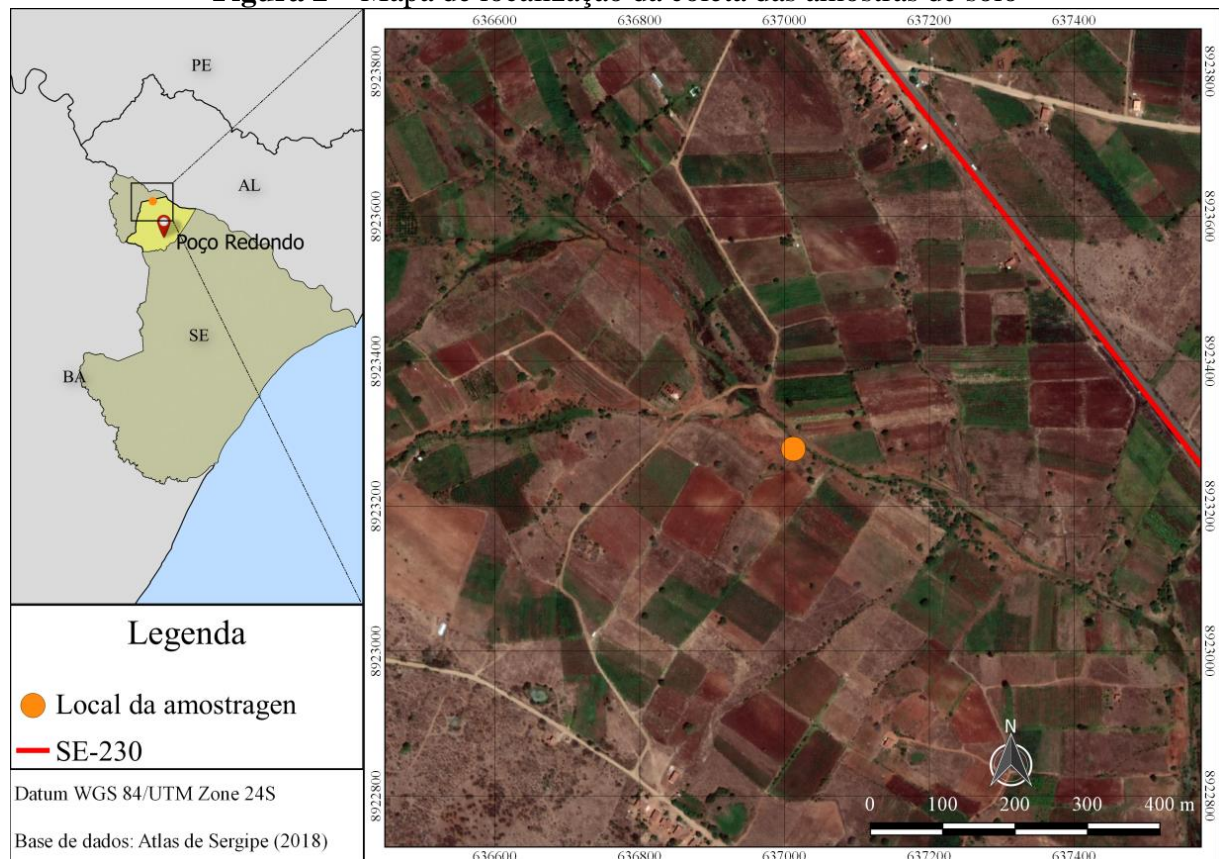
Azevedo Neto e Tabosa (2000a), ao avaliarem a relação do sódio com os macronutrientes catiônicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+}) em plantas de milho sob estresse salino, verificaram que as cultivares mais sensíveis reduziram a concentração desses nutrientes em todas as partes das plantas em virtude do acréscimo de Na^{+} . Dessa forma, a salinidade pode levar à deficiência de nutrientes essenciais e ao excesso de íons tóxicos nas plantas (FEIJÃO *et al.*, 2013). Assim, para se ter uma remediação eficiente em solos salinizados, além de ocorrer a redução da salinidade do solo, é necessário verificar o desenvolvimento e a relação do sódio com os macronutrientes nos vegetais.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Coleta de solo

A coleta de solo foi realizada no dia 31 de outubro de 2018 no Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba, localizado no município de Poço Redondo/SE, no local com as seguintes coordenadas: X=637.012 m, Y=8.923.279 m, Datum WGS 84/UTM Zone 24S. De acordo com informações locais, a área está momentaneamente em desuso em razão dos problemas associados à salinidade do solo.

Figura 2 – Mapa de localização da coleta das amostras de solo



Conforme a classificação de Thornthwaite, o clima da região é do tipo 3aTh-, mediterrâneo quente ou nordestino, com verão quente e seco, semiárido, e estação chuvosa no inverno e, segundo Köppen, é do tipo Bssh, com chuvas concentradas nos meses de abril, maio e junho (SOUSA *et al.*, 2010).

A temperatura média anual é de 25,5 °C, com mínimas mensais variando entre 18 e 22 °C e as máximas entre 28 e 34 °C (CAVALCANTI; SILVA; SOUSA, 2006). A precipitação média é de 483,9 mm ano⁻¹, com máximas anuais de 918,6 e mínimas de 203,0 mm ano⁻¹.

(AGUIAR NETTO *et al.*, 2007). Conforme Sousa *et al.* (2010), a evapotranspiração de referência média diária, estimada pelo método de Penman-Monteith, é de $4,4 \text{ mm dia}^{-1}$, o que equivale a $1.606 \text{ mm ano}^{-1}$.

O solo da região é classificado como Luvisolo Crômico (SANTOS, 2015; SERGIPE, 2018), sendo caracterizado como solo raso, de textura argilosa, com argila de alta atividade, possuindo caráter eutrófico, com altos teores de potássio, cálcio e magnésio e minerais primários facilmente intemperizáveis (HOLANDA *et al.*, 2003).

Figura 3 – Vista geral da área de coleta das amostras. Poço Redondo, SE.



As coletas das amostras deformadas (Figura 4-A) foram realizadas com o auxílio do trado holandês e de pá na profundidade de 0,0-0,15 m, sendo realizado um percurso aleatório pela área com a coleta de 08 (oito) amostras simples, que compuseram uma amostra composta. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas e transportadas em sacos de fibras de polipropileno (sacos de ráfia).

O solo foi transportado para uma estufa agrícola com circulação de ar, localizada na Cidade Universitária Prof. José Aloísio de Campos, da Universidade Federal de Sergipe, em São Cristóvão/SE, cujas coordenadas geográficas são: $10^{\circ}55'46''$ de latitude sul e $37^{\circ}06'13''$ de

longitude oeste. Na estufa, as amostras foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em peneira de 02 mm. A estufa possui antecâmara e as seguintes medidas: 6,55 m de largura; 11,10 m de comprimento; 5,00 m de pé direito; arco com 2,80 m de altura; rodapé de 20 cm em alvenaria e piso de brita. A cobertura e as laterais possuem revestimento de filme agrícola de polietileno.

Figura 4 – Coleta das amostras de solo. Poço Redondo, SE.
(A) – Amostras deformadas; (B) – Amostras indeformadas



A Tabela 1 apresenta a caracterização do solo realizada pelo Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe - ITPS, sendo classificado, quanto à salinidade, como Salino-Sódico de acordo com a classificação proposta por Richards (1954).

Na Tabela 2 estão os resultados da caracterização do extrato da pasta saturada do solo, pois essas análises não são realizadas pelo ITPS. A pasta saturada foi preparada conforme metodologia apresentada por Richards (1954), porém a extração foi realizada na centrífuga modelo Harrier 18/80, em rotação de 5000 rpm, por 15 minutos.

Tabela 1 – Caracterização do solo realizada pelo ITPS. Aracaju, SE.

Parâmetro	Resultado	Unidade	Método
pH em Água	7,73	-	H ₂ O
Matéria Orgânica	8,58	g dm ⁻³	WB (colorimétrico)
Fósforo	32,60	mg dm ⁻³	Mehlich-1
Alumínio	<0,08	cmol _c dm ⁻³	KCl
Hidrogênio + Alumínio	0,131	cmol _c dm ⁻³	SMP
Cálcio	39,10	cmol _c dm ⁻³	KCl
Magnésio	19,50	cmol _c dm ⁻³	KCl
Potássio	0,38	cmol _c dm ⁻³	Mehlich-1
Sódio	28,70	cmol _c dm ⁻³	Mehlich-1
Soma de Bases Trocáveis – SB	87,70	cmol _c dm ⁻³	
Capacidade de Troca Catiônica – CTC	87,80	cmol _c dm ⁻³	
Percentual de Sódio Trocável	32,70	%	
Índice de Saturação de Bases	99,90	%	
Ferro	75,54	mg dm ⁻³	Mehlich-1 (AA)
Cobre	2,57	mg dm ⁻³	Mehlich-1 (AA)
Manganês	184,60	mg dm ⁻³	Mehlich-1 (AA)
Zinco	4,58	mg dm ⁻³	Mehlich-1 (AA)
Areia	50,31	%	Densímetro de Bouyoucos
Argila	12,62	%	Densímetro de Bouyoucos
Silte	37,70	%	Densímetro de Bouyoucos
Classificação Textural	Franco		
pH da Pasta	7,21	-	MAQS-Embrapa
Condutividade Elétrica	69,49	dS m ⁻¹	
Classificação do Solo quanto à Salinidade	Salino-Sódico		Richards (1954)

Tabela 2 – Caracterização do extrato da pasta saturada do solo. São Cristóvão, SE.

Parâmetro	Resultado	Unidade	Método
Ca ²⁺	15,87	g dm ⁻³	Titulação
Mg ²⁺	10,10	g dm ⁻³	(SILVA, 2009)
Na ⁺	15,76	g dm ⁻³	Fotometria de chama
K ⁺	0,08	g dm ⁻³	(SILVA, 2009)
CO ₃ ²⁻	ND*	g dm ⁻³	Titulação
HCO ₃ ⁻	0,29	g dm ⁻³	(FREIRE <i>et al.</i> , 2016)
SO ₄ ²⁻	1,07	g dm ⁻³	Colorimetria
			(FREIRE <i>et al.</i> , 2016)
Cl ⁻	51,19	g dm ⁻³	Titulação de Mohr
			(FREIRE <i>et al.</i> , 2016)

*ND – Abaixo do limite de detecção.

Também foram coletadas amostras indeformadas do solo (Figura 4-B) da área para determinação da densidade do solo e da capacidade de campo. Foram coletadas 05 amostras indeformadas de solo em cilindros volumétricos (105 cm³ de volume) de alumínio com o auxílio do extrator de Uhland, na profundidade de 0,0-0,10m. As amostras foram saturadas com água destilada por 24 horas e submetidas às tensões de 06 e 10 kPa, na mesa de tensão, e de 33 kPa

na Câmara de Richards até atingir o ponto de equilíbrio, ou seja, quando cessava o escoamento. Ao término, as amostras foram pesadas e levadas para estufa de secagem a 105°C por 48 horas e pesadas novamente para determinação a porosidade total, macroporosidade, microporosidade, capacidade de campo e a densidade do solo (Tabela 3), pelo método do anel volumétrico, conforme metodologia descrita em Embrapa (2017).

Tabela 3 – Caracterização física do solo. São Cristóvão, SE.

Parâmetro	Resultado	Unidade	Método
Densidade do solo	1,57	g cm ⁻³	
Porosidade Total	34,08	%	
Macroporosidade	6,46	%	
Microporosidade	27,62	%	
Capacidade de Campo (-33 kPa)	0,40	m ³ m ⁻³	Anel Volumétrico (EMBRAPA, 2017)

3.2. Produção dos biocarvões

Foram utilizados biocarvões produzidos a partir de biomassa vegetal de resíduos de bagaço de cana-de-açúcar, bagaço de laranja e sabugo de milho. O bagaço de cana-de-açúcar foi proveniente dos resíduos de cana após prensada para o fornecimento de caldo de cana, na feira livre do conjunto Rosa Elze, em São Cristóvão/SE. Já o bagaço de laranja foi obtido dos resíduos descartados diariamente pelas lanchonetes presentes na Cidade Universitária Prof. José Aloísio de Campos, em São Cristóvão/SE. E os sabugos de milho foram coletados numa propriedade rural do município de Paripiranga/BA. Todos os resíduos foram secos em estufa agrícola para redução da umidade.

Os biocarvões foram produzidos em um forno artesanal adaptado (Figura 5), o TLUD (*Top Lid Updraft Gasifier*), que realiza uma decomposição termoquímica da biomassa a temperaturas elevadas em baixo nível de oxigênio (BIRZER *et al.*, 2013), separando-a em carvão e gases voláteis. Esse modelo foi desenvolvido pela IBI (*International Biochar Initiative*), que utiliza duas fases de queima. Inicialmente ocorre a queima do material combustível com a entrada do ar pela base do forno, enquanto a segunda acontece nas entradas de ar secundárias com a combustão dos gases voláteis produzidos pela pirólise da biomassa. Ou seja, durante o processo, tanto os vapores como os gases não condensáveis são queimados para fornecer energia e dar continuidade ao processo de pirólise.

Figura 5 – Forno artesanal TLUD. São Cristóvão, SE.



O processo de pirólise durou 60 minutos e atingiu uma temperatura de 500 °C, resultando no material representado na Figura 6. Em seguida, os biocarvões foram moídos e peneirados em malha de 02 mm. Após esse processamento, os biocarvões foram submetidos à análise laboratorial nos parâmetros e métodos constantes na Tabela 4, com três repetições. Nas análises de Carbono Orgânico, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ e Fósforo disponível foram utilizados os métodos para fertilidade do solo (SILVA, 2009) para elucidar melhor a interferência dos biocarvões nas análises do solo dos tratamentos.

Figura 6 – Biocarvões: (A) Cana; (B) Laranja; (C) Milho após o processo de pirólise. São Cristóvão, SE.



Tabela 4 – Caracterização dos biocarvões. São Cristóvão, SE.

Parâmetro	Biocarvão de Cana	Biocarvão de Laranja	Biocarvão de Milho	Método
Umidade (%)	6,61	7,52	6,59	MB-15 (ABNT, 1986)
Cinzas (%)	7,87	15,87	6,79	
Voláteis (%)	10,53	14,84	12,54	
Carbono Fixo (%)	81,61	69,30	80,68	Dicromato (SILVA, 2009)
Carbono Orgânico (dag kg ⁻¹)	32,73	30,32	44,84	
pH	9,94	9,58	10,17	Solução 1:20 (IBI, 2015)
CE _{1:20} (dS m ⁻¹)	0,981	4,16	1,90	
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,59	2,11	0,63	Extrator KCl (SILVA, 2009)
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,02	1,18	1,16	
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	8,67	40,83	27,98	Extrator Mehlich-1 (SILVA, 2009)
Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,43	0,97	0,43	
Fósforo disponível (mg dm ⁻³)	496,90	318,28	432,95	Destilação – titulação (Kjeldahl) (SILVA, 2009)
Nitrogênio Total (g kg ⁻¹)	5,20	18,53	6,46	
Fósforo Total (g kg ⁻¹)	2,91	5,73	2,44	
Área Superficial (m ² g ⁻¹)	111,64	22,61	192,92	BET-N ₂ (ZHANG <i>et al.</i> , 2011)

3.3. Condução do experimento de lixiviação

O experimento foi desenvolvido em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial $(3 \times 2) + 2$, sendo três tipos de biocarvão, com e sem adição de gesso, um tratamento apenas com gesso e um tratamento controle, sem biocarvão e gesso, com 03 repetições, totalizando 08 tratamentos e 24 unidades experimentais (Figura 7).

Figura 7 – Configuração das unidades experimentais. São Cristóvão, SE.



Os biocarvões foram aplicados na proporção de 2,5% (base massa) e o gesso na dosagem de 100% da necessidade de gesso do solo e seguiram a denominação presente na Tabela 5. A proporção de 2,5% (base massa) de biocarvão correspondeu a uma dosagem de $58,8 \text{ t ha}^{-1}$ e 100% da NG a $25,7 \text{ t ha}^{-1}$ de gesso, homogeneizados com o solo correspondente a uma camada de 15 cm.

Tabela 5 – Denominação dos tratamentos no experimento de lixiviação. São Cristóvão, SE.

Denominação	Tratamento
CTR	Apenas solo
GE	Solo + gesso
BC	Solo + biocarvão de cana
BL	Solo + biocarvão de laranja
BM	Solo + biocarvão de milho
BCG	Solo + biocarvão de cana + gesso
BLG	Solo + biocarvão de laranja + gesso
BMG	Solo + biocarvão de milho + gesso

A necessidade de gesso foi calculada de modo que o sais de cálcio substituam o sódio trocável, neutralizando-o, de maneira a promover a sua lixiviação, sendo consideradas a espessura da camada a ser corrigida (15 cm) e a massa total de solo, através da densidade, de acordo com a fórmula elaborada por Vitti *et al.* (1995):

$$NG = \frac{(PST_i - PST_f) * CTC * 86 * h * Ds}{100}$$

Onde:

NG – necessidade de gesso, kg ha⁻¹;

PST_i – porcentagem de sódio trocável inicial, no experimento: 32,7%;

PST_f – porcentagem de sódio trocável final desejada, no experimento: 10%;

CTC – capacidade de troca de cátions do solo, no experimento: 55,96 cmol_c kg⁻¹;

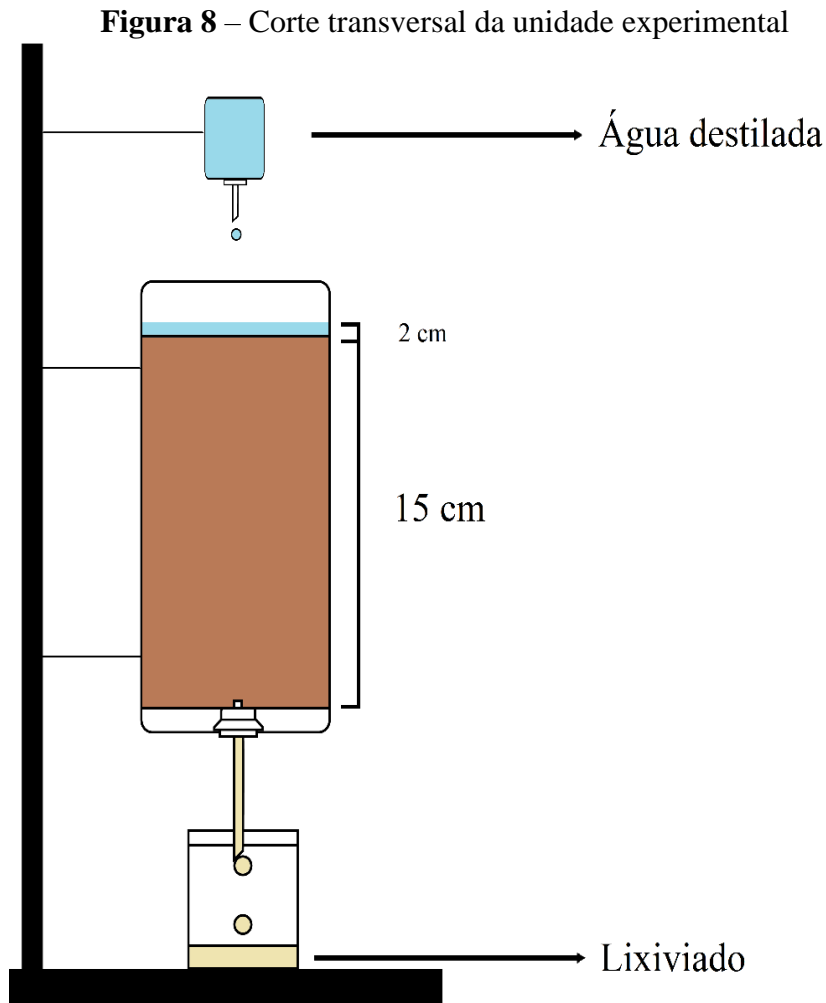
h – espessura da camada de solo que se deseja recuperar, no experimento: 15 cm;

Ds – densidade do solo, no experimento: 1,57 g cm⁻³.

Após a secagem e peneiramento do solo, no dia 18 de fevereiro de 2019 foi realizada a incorporação dos tratamentos para incubação por 30 dias, sendo 20 dias em sacos de polietileno separados por tratamento e 10 dias nas colunas de lixiviação individualizados por repetição. Durante a incubação, foi mantida a umidade do solo a 70% da sua capacidade de campo através da pesagem dos sacos e das colunas.

O experimento foi conduzido no Laboratório de Água e Solo (LAS) da Universidade Federal de Sergipe. Cada unidade experimental (Figura 8) foi constituída de uma coluna de PVC, com 20 cm de altura e 10 cm de diâmetro. A coluna foi preenchida com 1.848,27 g de solo até 15 cm de altura, sendo levemente compactada até reproduzir a densidade do solo em condições de campo. Na base da coluna foram colocadas uma gaze e uma tela de nylon, para impedir a perda de solo, e um sistema de drenagem, com uma mangueira de polietileno de 10 mm, para coleta do lixiviado. No dia 18 de março de 2019, após 30 dias de incubação, foi

realizada a caracterização dos tratamentos (Tabela 6) e iniciada a lixiviação. Para a sua realização foi mantida uma lâmina de água destilada constante e ininterrupta de 02 cm acima da superfície do solo. A água destilada utilizada apresentou uma condutividade elétrica média de $0,0027 (\pm 0,0011) \text{ dS m}^{-1}$.



Fonte: Adaptado de Yue *et al.* (2016).

Tabela 6 – Caracterização dos tratamentos após a incubação de 30 dias. São Cristóvão, SE.

Parâmetro	CTR	BC	BL	BM	GE	BCG	BLG	BMG
Extrato da Pasta Saturada								
pH	7,44	7,28	7,25	7,08	7,27	7,38	7,01	6,75
CE _{es} (dS m ⁻¹)	74,94	73,25	76,32	76,92	76,08	71,43	71,58	75,83
Ca ²⁺ (g dm ⁻³)	16,82	15,58	16,47	21,86	18,72	17,12	18,17	18,92
Mg ²⁺ (g dm ⁻³)	13,04	10,22	11,28	12,82	12,88	12,01	11,95	19,13
Na ⁺ (g dm ⁻³)	16,91	19,64	15,34	15,80	13,51	21,00	14,98	16,48
K ⁺ (g dm ⁻³)	0,12	0,51	1,55	1,66	0,10	0,41	1,16	1,11
RAS (mmol _c dm ⁻³) ^{0,5}	47,57	60,07	45,10	41,96	37,23	60,18	42,38	40,41

CO_3^{2-} (mg dm ⁻³)	ND*							
HCO_3^- (g dm ⁻³)	0,42	0,51	0,52	0,61	0,68	0,88	0,51	0,78
SO_4^{2-} (g dm ⁻³)	2,23	5,63	3,84	5,86	2,51	6,13	5,15	4,50
Cl^- (g dm ⁻³)	53,56	56,73	46,74	48,55	50,92	50,04	43,13	44,92
Solo								
Ca^{2+} (cmol _c dm ⁻³)	42,88	37,26	43,76	40,18	43,04	43,71	40,14	46,97
Mg^{2+} (cmol _c dm ⁻³)	25,42	21,19	20,59	30,12	32,21	31,74	22,61	30,48
Na^+ (cmol _c dm ⁻³)	23,86	24,27	25,30	25,75	27,22	25,39	27,57	28,83
K^+ (cmol _c dm ⁻³)	0,38	0,74	2,23	1,63	0,40	0,64	2,28	1,75
PST (%)	25,78%	29,08%	27,54%	26,36%	26,46%	25,02%	29,77%	26,69%

*ND – Abaixo do limite de detecção.

CTR: Controle

GE: Gesso

BC: Biocarvão de Cana

BCG: BC + Gesso

BL: Biocarvão Laranja

BLG: BL + Gesso

BM: Biocarvão Milho

BMG: BM + Gesso

A Condutividade Elétrica (CE) do lixiviado era mensurada quando o volume atingia 500 cm³. Assim, foram determinados 03 momentos de coleta do lixiviado: o inicial quando ocorre o primeiro de acúmulo de 500 cm³ de extrato, denominado C1; o segundo (C2) no ponto médio entre a primeira e a última lixiviação e o terceiro, C3, quando a CE do lixiviado apresentava valor inferior a 4 dS m⁻¹, sendo a lixiviação encerrada quando duas coletas consecutivas do lixiviado apresentavam CE abaixo de 4 dS m⁻¹. Dos lixiviados coletados, uma alíquota de 50 cm³ era separada e armazenada para realização das análises dos íons: Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻ e Cl⁻. Para a determinação da Condutividade Elétrica (CE) foi utilizado o Condutivímetro Tec-4MP.

Concluída a lixiviação, foram obtidos os extratos da pasta saturada pela pesagem de 250g de do solo e adição, de maneira lenta e gradual, de água destilada, homogeneizando com uma espátula até atingir o ponto de saturação. Esse ponto era identificado quando a superfície do solo apresentava um aspecto brilhante e uma subamostra não aderida à extremidade da espátula. A pasta era deixada em repouso por uma noite em recipiente fechado e, após verificação da permanência de sua saturação, a pasta era subdividida em 04 subamostras e transferidas para tubos tipo Falcon de 50 cm³, que foram levados para a centrifuga modelo Harrier 18/80 em rotação de 5000 rpm por 15 minutos. No extrato da pasta saturada, foram determinados a CE_{es} e as concentrações dos íons: Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻ e Cl⁻.

Nos extratos da pasta saturada e nos lixiviados, a determinação das concentrações dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ , seguiram as mesmas metodologias para o solo, propostas por Silva (2009), com a diferença de que não foram aplicados os extratores KCl (Ca^{2+} e Mg^{2+}) e Mehlich-1 (Na^+ e K^+). Nos extratos da pasta saturada foi determinada a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), que relaciona a concentração de Na^+ com o quadrado da soma das concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Já para a determinação das concentrações de SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- e Cl^- , no extrato da pasta saturada e nos lixiviados, foram utilizados os métodos analíticos presentes em Freire *et al.* (2016). Sendo o SO_4^{2-} quantificado por colorimetria, os CO_3^{2-} e HCO_3^- por titulação e o Cl^- por titulação de Mohr.

O solo presente na coluna, após a lixiviação, foi novamente para estufa agrícola, onde foram secos ao ar, destorroados e peneirados (< 02 mm). Nesse solo, foram quantificadas as bases trocáveis: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ , o PST e o pH, conforme as metodologias recomendadas por Silva (2009). O Ca^{2+} e o Mg^{2+} foram analisados com extração por KCl 1 mol dm^{-3} e determinados por complexação na presença do indicador negro de eriocromo. O Ca^{2+} foi determinado no mesmo extrato de KCl, sendo a determinação complexométrica na presença do indicador ácido calconcarbônico + sulfato de sódio. O Mg^{2+} foi calculado através da diferença entre o resultado do ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) subtraído pelo resultado do Ca^{2+} . Para determinação do Na^+ e o K^+ , foi realizada a extração com solução de Mehlich-1 e posterior determinação por fotometria de chama. O Percentual de Sódio Trocável (PST) foi calculado através da razão entre a concentração de Na^+ trocável pela Capacidade de Troca Catiônica (CTC) potencial do solo. O pH foi mensurado numa solução 1:2,5 (solo:água destilada), sendo utilizado o medidor de pH Microprocessado Tec-5.

3.4. Condução do experimento em casa de vegetação

Após a conclusão do experimento de lixiviação, foi realizada a mistura das três repetições do solo presente nas colunas de cada tratamento. Esse solo foi seco ao ar, destorroado e peneirado (< 2 mm).

Foram acrescentados três tratamentos ao experimento, de acordo com os resultados da Condutividade Elétrica dos extratos da pasta saturada dos solos após a lixiviação (Figura 12), o que correspondeu a um total de 11 tratamentos no experimento em casa de vegetação. Os tratamentos adicionais selecionados foram: biocarvão de bagaço de cana (BCS), biocarvão de bagaço de cana e gesso (BCGS) e biocarvão de sabugo de milho (BMS). A aplicação dos biocarvões e do gesso seguiu a mesma proporção do experimento anterior, quais sejam: 2,5%

(base massa) de biocarvão e o gesso em 100% da necessidade de gesso do solo, que corresponderam a uma dosagem de $58,8 \text{ t ha}^{-1}$ dos biocarvões e a $25,7 \text{ t ha}^{-1}$ de gesso, homogeneizados com o solo correspondente a uma camada de 15 cm. Esses três últimos tratamentos foram incubados por 30 dias em sacos de polietileno, separados por tratamento, mantendo a umidade do solo a 70% da sua capacidade de campo através da pesagem dos sacos. Após a incubação, os novos tratamentos não foram submetidos à lixiviação, com a finalidade de verificar a sua eficiência na remediação da salinidade do solo sem a necessidade de aplicação de lâminas de água.

Posteriormente, todos os tratamentos foram transferidos para vasos de polietileno preto (Figura 9) que possuíam uma altura total de 13,0 cm; diâmetro inferior de 9,0 cm e superior de 15,0 cm; compreendendo um volume total de 1.500 cm^3 . No entanto, o solo foi adicionado até uma altura de 8,0 cm para que reproduzisse uma densidade aparente do solo de $1,38 \text{ g cm}^{-3}$. Nesses vasos, os tratamentos foram subdivididos em quatro repetições, que correspondiam a 04 vasos com 01 kg de solo em cada, perfazendo um total de 44 vasos.

Figura 9 - Vasos utilizados no experimento de casa de vegetação. São Cristóvão, SE.



No dia 17 de junho de 2019, após trinta dias de incubação dos novos tratamentos, a umidade do solo de todos os tratamentos foi ajustada a 70% da capacidade de campo e foi realizada a adubação de fundação com uma dosagem de 30 kg ha^{-1} de nitrogênio e 20 kg ha^{-1} de fósforo na forma de ureia e superfosfato triplo, respectivamente, seguindo a recomendação presente em Sobral *et al.* (2007). Nesse mesmo dia, foi efetuada a semeadura do milho (*Zea mays* L.) e em cada vaso foram semeadas 03 sementes de milho-verde híbrido da variedade

Itapuã 700, lote 123366, a, aproximadamente, 04 cm de profundidade, com índice de germinação de 94,0% e pureza de 100,0%, conforme informações do fornecedor.

Os vasos foram distribuídos aleatoriamente e mantidos numa casa de vegetação (Figura 10), localizada na Cidade Universitária Prof. José Aloísio de Campos, da Universidade Federal de Sergipe, em São Cristóvão/SE (Coordenadas 10°55'46" S, 37°06'12" O). A casa de vegetação possui antecâmara e circulação de ar com controle de temperatura, sendo que o sistema de resfriamento era acionado no momento em que a temperatura interna atingia 28° C. Ela possui as seguintes proporções: 6,55 m de largura; 11,0 m de comprimento; 4,65 m de pé direito e 1,5 m de altura com cobertura em arco, rodapé de 20 cm em alvenaria e piso cimentado. A cobertura e as laterais possuem revestimento de filme agrícola de polietileno.

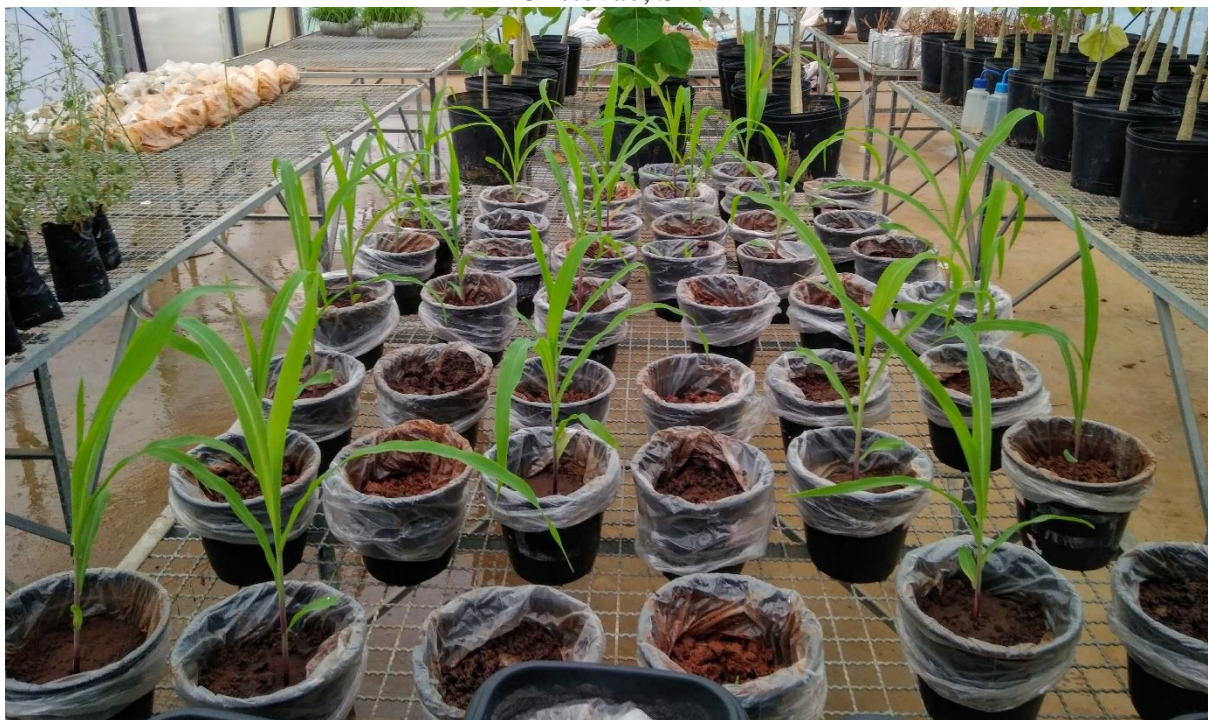
Durante o experimento, a umidade do solo foi mantida a 70% da capacidade de campo, através da pesagem diária dos vasos e considerando a demanda evaporativa diária da cultura, conforme Pereira Filho (2003). Quando ocorreu a emissão da 2ª folha verdadeira (V2) foi realizado o desbaste, mantendo apenas a planta com melhor desenvolvimento vegetativo ou a que primeiro chegou ao estágio V2. Quando da emissão da 4ª folha, foi efetuada uma adubação de cobertura, por meio da água de irrigação, numa dosagem de 35 kg ha⁻¹ de nitrogênio, usando a ureia como fonte, seguindo metade da dosagem recomendada em Sobral *et al.* (2007).

Figura 10 – Distribuição dos vasos no experimento em casa de vegetação. São Cristóvão, SE.



O experimento era acompanhado diariamente para verificação da germinação e determinação dos parâmetros: porcentagem de germinação e quantidade de dias até a germinação. Aos 30 dias após a semeadura (Figura 11), dia 17 de julho de 2019, foram mensurados os seguintes parâmetros: altura de planta, diâmetro de colmo. No mesmo dia, foi feita a colheita das plantas e a separação da parte aérea da raiz. A parte aérea e a raiz foram lavadas com água destilada e em seguida acondicionadas em sacos de papel e levadas para estufa com circulação de ar à temperatura constante de 65° C, até atingir o peso constante. Nesse material foram avaliados: matéria seca, nitrogênio, fósforo, sódio e potássio.

Figura 11 – Plantas de milho-verde (*Zea mays* L.) aos 30 dias após a semeadura. São Cristóvão, SE.



A medição da altura das plantas foi feita com o auxílio de uma trena a partir da superfície do solo até a base da folha mais alta. O diâmetro do colmo foi medido com um paquímetro analógico rente à superfície do solo. A matéria seca foi pesada numa balança de precisão de 0,0001g.

Para a determinação do nitrogênio e do fósforo total nos tecidos vegetais, foi feita a digestão com H_2SO_4 . A concentração de N foi mensurada pela destilação em meio alcalino e titulação de Kjeldahl. O P foi analisado pela complexação com o molibdato de amônio e leitura da intensidade da coloração com espectrofotômetro no comprimento de onda de 660 nm. A extração do Na e do K nos tecidos vegetais foi realizada pela digestão com $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ e

ambos foram mensurados por fotometria de chama. Todos os métodos foram conduzidos conforme descritos em Silva (2009).

3.5. Análise estatística

Os resultados das variáveis foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e as que não atenderam à distribuição normal foram normalizadas pela potenciação com expoente 0,5 ou logaritmização com base 10.

A análise estatística dos resultados consistiu na análise da variância (ANOVA). As médias das variáveis avaliadas, quando significativas, foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, através do software estatístico R (2018) com o pacote ExpDes.pt (FERREIRA, CAVALCANTI, NOGUEIRA, 2018).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Eficiência dos tratamentos na lixiviação dos sais

A efetiva remediação do solo salino é alcançada através da redução do índice de sais no solo, melhorando a sua qualidade para o desenvolvimento de plantas. Assim, a condutividade elétrica foi o principal indicador utilizado neste trabalho para a avaliação do efeito dos tratamentos na mitigação da salinidade do Luvisolo do Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba.

Todos os tratamentos com biocarvão reduziram significativamente a condutividade elétrica dos extratos (CE_{es}) em comparação aos tratamentos sem biocarvão (Figura 12). Tendo como base a CE_{es} inicial do solo (Tabela 6), o tratamento CTR apresentou uma redução de 47,85%, enquanto que no tratamento GE houve uma redução de 52,4% da CE_{es} . Já nos tratamentos com biocarvão, a redução da CE_{es} foi mais acentuada, tendo valores de 73,47 e 76,11% no BLG e no BL, respectivamente, e chegando a 89,66% no BMG; 95,85% no BM; 93,31% no BCG e 95,33% no BC.

Embora apresentem valores de CE_{es} ligeiramente superiores, os tratamentos com gesso + biocarvão não diferiram significativamente dos seus pares sem gesso, com exceção do biocarvão de milho. Isso implica em afirmar que a utilização de qualquer um dos biocarvões foi mais eficiente do que o gesso agrícola na recuperação do solo salinizado e, portanto, pode ser usado sem a adição de gesso. Isso é válido para todos os biocarvões utilizados no presente estudo.

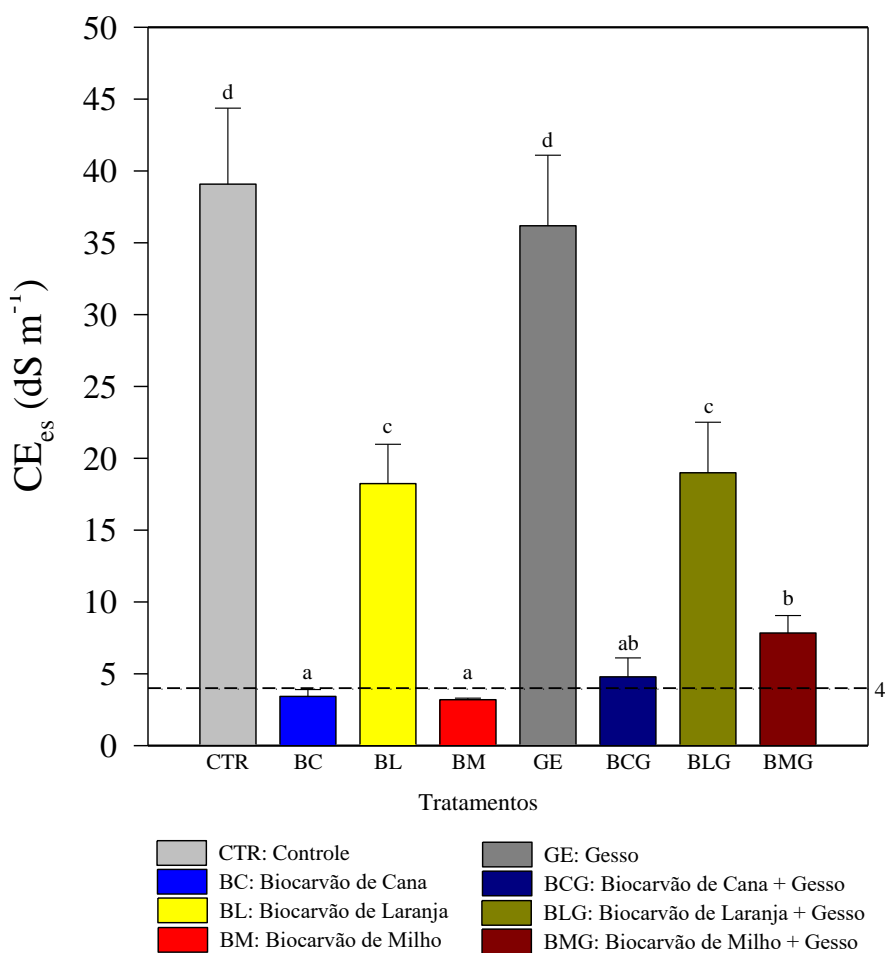
Contudo, os tratamentos mais efetivos para a remediação do solo afetado por sais são aqueles onde os biocarvões de bagaço de cana e de sabugo de milho foram aplicados, com ou sem gesso. Apesar de não serem estatisticamente diferentes, esses dois tipos de biocarvão, aplicados sem gesso, tratamentos BC e BM, conseguiram reduzir a CE_{es} do solo em 95%, alcançando valores abaixo de 04 dS m^{-1} que, de acordo com Richards (1954), os solos que apresentam condutividade elétrica acima desse valor tornam o ambiente restritivo para a maioria das culturas agrícolas.

É interessante observar que a aplicação apenas de gesso não foi efetiva em reduzir a CE_{es} do solo quando comparado com o tratamento controle, resultado que não corrobora com aqueles publicados por alguns autores, a exemplo do trabalho de Kim, Choo e Cho (2017), os quais avaliaram o uso do gesso na redução da salinidade do solo por dez anos e verificaram a diminuição da CE e do PST a valores inferiores a 04 dS m^{-1} e 15%, respectivamente. Os autores atribuíram seus resultados à melhoria da porosidade do solo, diminuição da densidade do solo e aumento do tamanho médio dos agregados, o que resultou numa melhor lixiviação dos sais.

Porém, no trabalho desenvolvido pelos autores supracitados, o solo possuía textura franco siltosa, de origem aluvial, que, além da reduzida densidade do solo ($1,33 \text{ g cm}^{-3}$) e baixa CTC ($6,54 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), a CE_{es} do solo inicial foi $26,7 \text{ dS m}^{-1}$, muito inferior à CE_{es} inicial do solo no presente estudo ($69,49 \text{ dS m}^{-1}$), o que provavelmente aumentou a eficiência do gesso.

No entanto, no presente trabalho, a elevada CE_{es} , a alta densidade e CTC do solo podem ter sido fatores que dificultaram a ação do gesso. Além disso, o elevado grau de dispersão das partículas do solo e maior tempo de contato do solo com o gesso podem ter dificultado a efetiva lavagem do solo, em razão dos grandes agregados formados e dos caminhos preferenciais, como pode ser observado na Figura 13.

Figura 12 – Condutividade Elétrica (CE_{es}) dos extratos da pasta saturada após lixiviação. São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

A utilização de biocarvão para a recuperação de solos afetados por sais, além de seu efeito remediador, pode contribuir para a melhoria da qualidade geral do solo, pois se trata de matéria orgânica recalcitrante e estável. Sua presença estimula a agregação do solo, reduz a

densidade, melhora a distribuição de poros por tamanho, a aeração e a atividade microbiana, resultando em ambiente mais adequado para o desenvolvimento de plantas e revegetação desse tipo de solo (SAIFULLAH *et al.*, 2018).

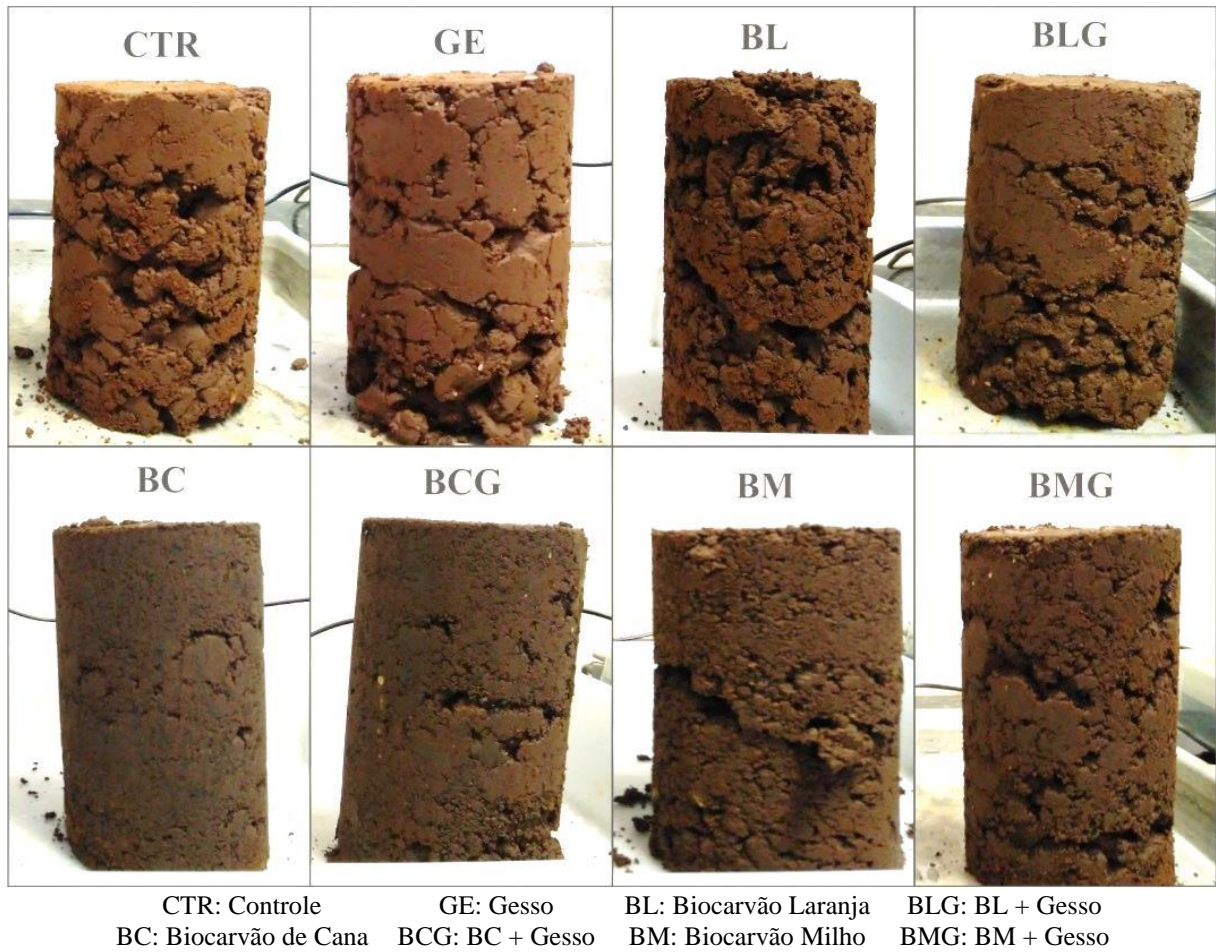
Além disso, a prática de uso do biocarvão em solos salinizados tem o potencial de aumentar os estoques de carbono nos agroecossistemas, isto é, através do efeito direto pela adição dos resíduos orgânicos carbonizados, e indiretamente, através do estímulo ao crescimento de plantas e produção de biomassa, sendo que esses efeitos não são atribuídos em igual intensidade ao gesso agrícola.

Verifica-se que os tratamentos que não tiveram intercorrências durante a lixiviação (BC, BM, BCG e BMG) foram os que mais reduziram a CE_{es} do solo. Como pode ser observado no registro fotográfico das colunas (Figura 13), realizado após a conclusão dos eventos de lixiviação, ou seja, quando a CE dos lixiviados apresentava valores inferiores a 4 dS m^{-1} , esses tratamentos apresentaram menos fissuras e/ou espaços vazios por onde a água poderia se movimentar de maneira muito rápida, não proporcionando uma lavagem eficiente dos sais.

Isso sugere que a presença de biocarvão é efetiva em estimular a formação de agregados de tamanhos variados, inclusive de pequeno diâmetro, o que contribui para o desenvolvimento de uma rede diversificada de poros e para o aumento da eficiência do processo de lixiviação do excesso de sais, pois permite uma distribuição mais homogênea da água de percolação, ao contrário do que aconteceu no tratamento apenas com gesso.

A aplicação do gesso resultou em espaços livres no solo, que permitiram uma rápida passagem da água. Verifica-se a presença de agregados de maior tamanho no tratamento com apenas gesso agrícola, o que leva à formação de um grande número de fissuras e indica que a água percolou as colunas através de caminhos preferenciais sem que ocorresse a lavagem eficiente do solo. Esses caminhos podem ter sido criados pela propriedade do gesso de formar agregados grandes ($>4,76 \text{ mm}$).

Figura 13 – Registro fotográfico das colunas após os eventos de lixiviação. São Cristóvão, SE.



A Figura 14 apresenta o efeito dos tratamentos no período de tempo transcorrido para a efetiva redução da quantidade de sais (medida através da condutividade elétrica) nos lixiviados.

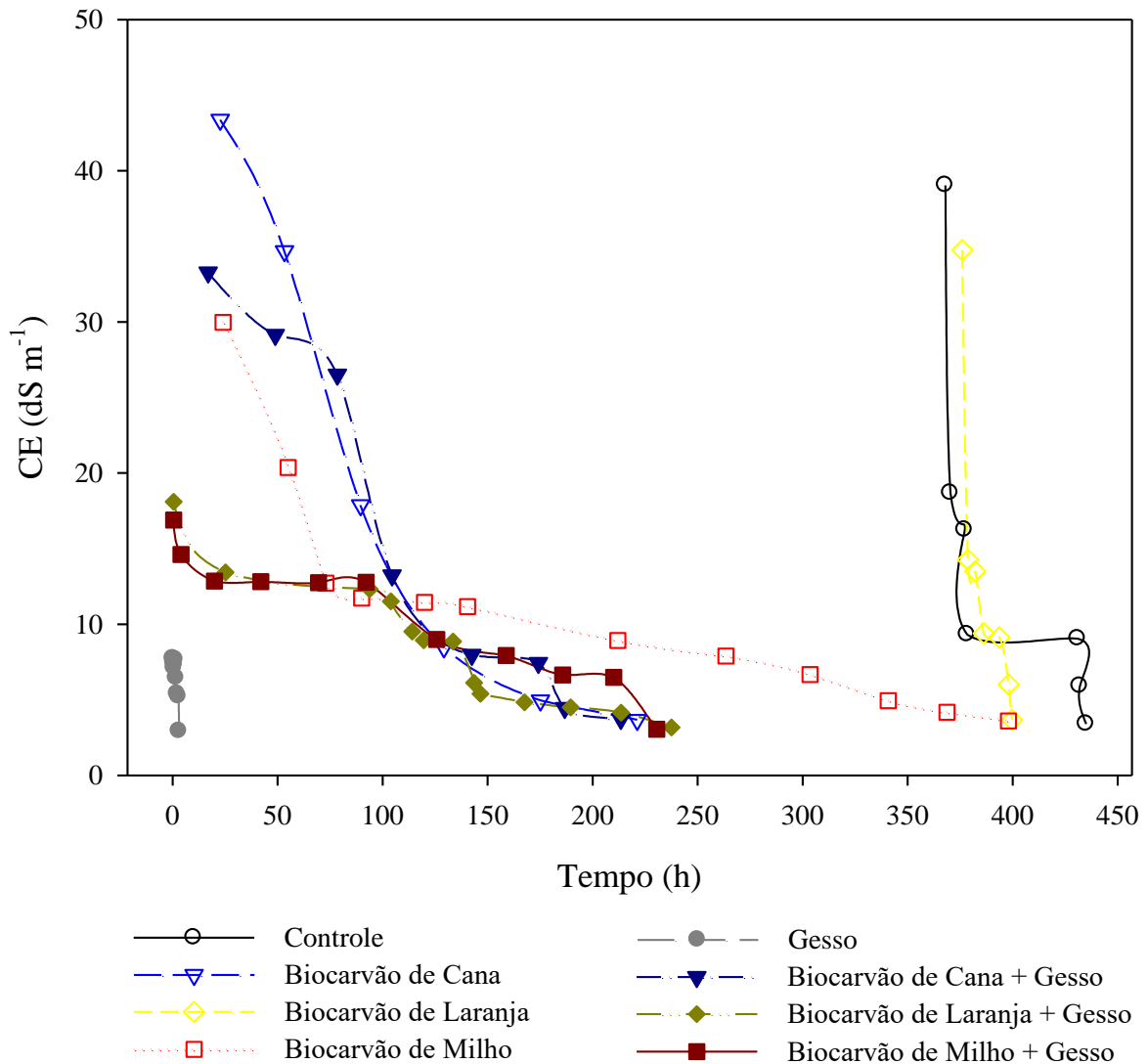
A influência do gesso agrícola foi observada em todos os tratamentos onde esteve presente, tanto na redução do tempo para ocorrer a primeira lixiviação, quanto do tempo total para que a CE do lixiviado fosse inferior a 4 dS m^{-1} , em comparação aos tratamentos sem gesso. No geral, o tempo total gasto para que a CE do lixiviado alcançasse valor de 4 dS m^{-1} seguiu a seguinte sequência: $\text{GE} < \text{BCG} < \text{BC} < \text{BMG} < \text{BLG} < \text{BM} < \text{BL} < \text{CTR}$.

O gesso, por ser uma fonte de cálcio bivalente, possui a capacidade de agregar os colóides do solo, permitindo a formação de agregados, que melhoram a estrutura do solo e favorecem o movimento da água pelo perfil (ANIKWE; EZE; IBUDIALO, 2016). Porém, a presença individual do gesso no solo, embora tenha reduzido o tempo de lixiviação e a CE_{es} final, em comparação ao CTR, parece não traduzir em eficiência desse tratamento, uma vez que a CE do lixiviado foi muito baixa durante todo o processo de lixiviação ($< 10 \text{ dS m}^{-1}$), o que

não condiz com a alta CE_{es} inicial do solo ($76,08 \text{ dS m}^{-1}$). Isso é facilmente visualizado através do valor da CE do lixiviado inicial nos demais tratamentos.

A análise da solução lixiviada associada à determinação da CE_{es} no extrato de saturação é uma estratégia eficiente para a avaliação dos efeitos dos tratamentos. Por exemplo, uma maior CE do lixiviado em determinado tratamento indica maior eficiência no processo de lavagem do solo. Ao contrário, menor CE do lixiviado pode indicar menor eficiência do tratamento, fato que foi observado no solo tratado com gesso. O que explica o fato de a CE dos lixiviados ter sido inferior nos tratamentos com gesso em comparação aos que tiveram aplicação apenas de biocarvão.

Figura 14 – Variação da Condutividade Elétrica (CE) dos lixiviados com o tempo. São Cristóvão, SE.



Os biocarvões, com exceção do tratamento apenas com biocarvão de laranja (BL), também reduziram o tempo inicial e o tempo total da lixiviação em relação ao tratamento controle. É interessante observar que os tratamentos com biocarvão de cana, com ou sem gesso, apresentaram comportamento semelhante entre si, com elevada CE no lixiviado inicial, 34 dS m⁻¹ e 45 dS m⁻¹, respectivamente, o que sugere maior eficiência na lixiviação de sais em menor tempo de lavagem do solo. Esse efeito do biocarvão está relacionado à sua estrutura porosa, com elevada superfície específica e presença de grupos funcionais que interagem com as partículas do solo, resultando num efeito agregador semelhante ao do gesso agrícola.

De acordo com Lehmann *et al.* (2015), de maneira geral a aplicação de biocarvões no solo resultam na diminuição da densidade, aumento da porosidade e melhoria da agregação das partículas e, conseqüentemente, da infiltração da água no solo, efeitos semelhantes ao gesso. Porém, a ocorrência desses efeitos depende, dentre outros fatores, do material de origem do biocarvão (BASS *et al.*, 2016). Quanto aos biocarvões, com exceção do tratamento BL, todos reduziram o tempo de drenagem em comparação ao controle. A reduzida eficiência do BL em melhorar a infiltração da água no solo provavelmente está relacionada à sua área superficial (Tabela 4), onde o BL possui uma área superficial de 22,61 m² g⁻¹, enquanto que no BC e no BM esses valores são 111,64 e 192,92 m² g⁻¹, respectivamente, o que pode contribuir para a efetiva agregação do solo.

Novak *et al.* (2016), ao comparar o efeito dos biocarvões de casca de pinus e de esterco de galinha, verificaram que o tratamento com 100% de biocarvão de esterco de galinha não foi eficiente em melhorar a infiltração de água. Os autores atribuíram este resultado às características estruturais dos materiais, onde o biocarvão de casca de pinus possui uma maior superfície específica e porosidade que contribuem para aumentar a velocidade de infiltração da água no solo.

Uma melhor avaliação dos efeitos dos tratamentos pode ser observada através das análises realizadas na solução lixiviada do solo (Figuras 15, 16 e 18). Foram analisadas as soluções coletadas na primeira lixiviação (C1), na lixiviação intermediária (C2) e na final (C3), quando a CE atingiu valores inferiores a 04 dS m⁻¹.

As informações sobre o tempo gasto para lixiviação bem como o volume de água gasto e a CE da solução coletada estão apresentadas na Figura 15-A, B e C, respectivamente. A Figura 15-A detalha melhor as informações presentes na Figura 14 acerca do tempo de lixiviação, em horas, e demonstra como o gesso (GE) foi eficiente em promover uma melhoria na infiltração da água pela coluna de solo. Essa tendência foi seguida pelos tratamentos com biocarvão e gesso, e pelo tratamento apenas com biocarvão de cana (BC). Na C1, o gesso só não influenciou

significativamente o biocarvão de cana, já que não há diferença significativa entre os tratamentos BC e BCG. Nas demais coletas, C2 e C3, o gesso reduziu significativamente o tempo de lixiviação apenas dos tratamentos de biocarvão de milho.

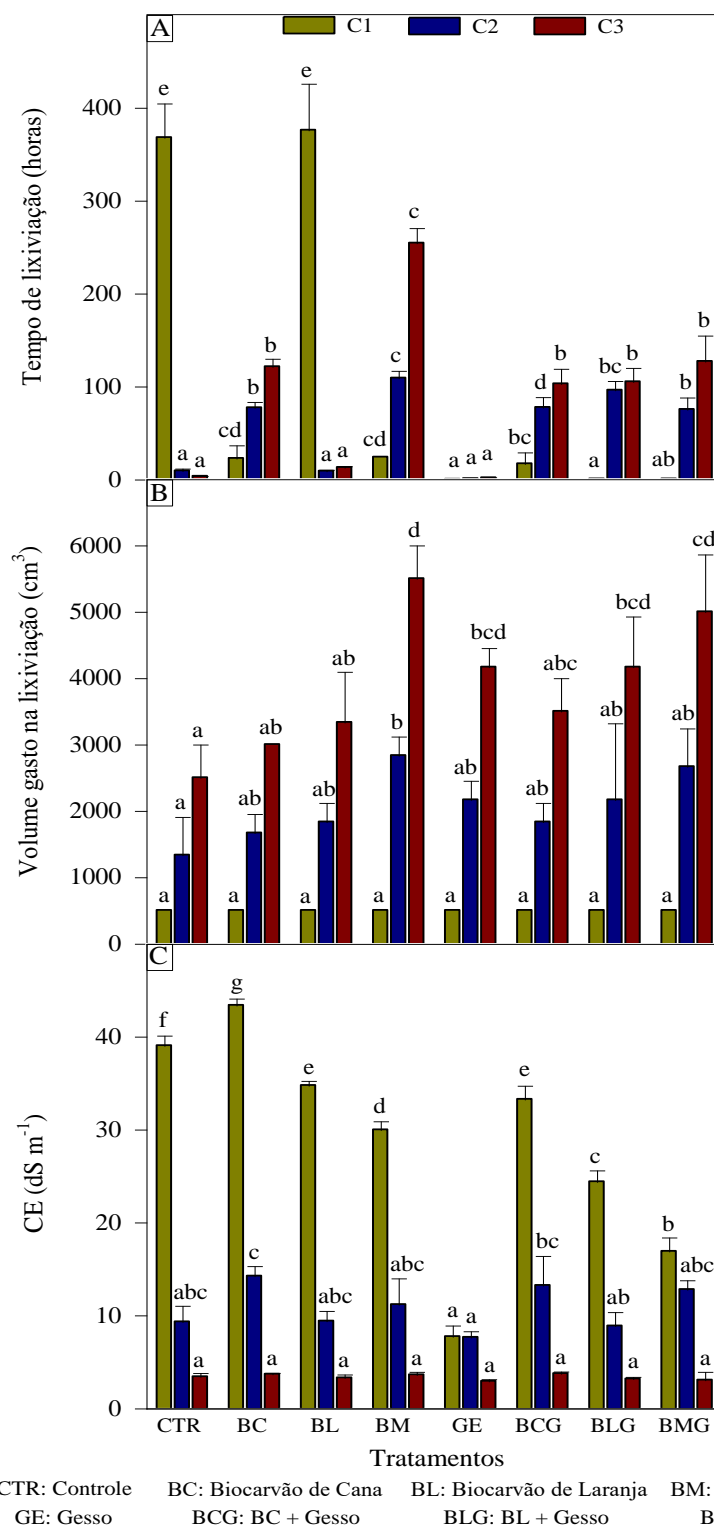
É interessante observar que, durante o processo de lixiviação, houve uma redução no tempo de lixiviação nos tratamentos CTR e BL, enquanto que nos demais tratamentos, o efeito foi oposto, ou seja, ocorreu aumento do tempo de lixiviação. Isso pode ter sido consequência da necessidade de desmontar essas colunas e remontá-las novamente de maneira a reduzir a densidade do solo de $1,57 \text{ g cm}^{-3}$ para $1,38 \text{ g cm}^{-3}$; pois a água ficou acumulada na superfície durante cerca de 15 dias, dadas as próprias condições desfavoráveis do solo, como densidade alta, baixa quantidade de macroporos, acúmulo de sódio na superfície, que dispersa as argilas e reduz a condutividade hidráulica (CALLAGHAN *et al.*, 2017).

O volume gasto no processo de lixiviação de sais para recuperação de solos salinizados é um fator de grande relevância, tendo em vista a reduzida disponibilidade de água em regiões semiáridas.

O volume total de água necessário para a redução da CE do lixiviado (Figura 15-B) por cada tratamento foi: BM ($5500,00 \text{ cm}^3$), BMG ($5000,00 \text{ cm}^3$), BLG ($4166,67 \text{ cm}^3$), GE ($4166,67 \text{ cm}^3$), BCG ($3500,00 \text{ cm}^3$), BL ($3333,33 \text{ cm}^3$), BC ($3000,00 \text{ cm}^3$) e CTR ($2500,00 \text{ cm}^3$). Assim, é possível verificar que o biocarvão de milho (BM) foi o tratamento que necessitou de mais água para a redução da CE do lixiviado, mas isso não se traduz em ineficiência do tratamento, uma vez que o maior volume de água está associado à maior remoção de sais do solo.

O menor volume gasto no tratamento controle foi devido à lavagem ineficiente que resultou em menor concentração de sais no lixiviado, com leituras mais baixas da CE. Os resultados do tratamento BMG também demonstram uma maior necessidade de água em relação aos demais. Porém, como há a presença do gesso, isso não interferiu no tempo de lixiviação. O biocarvão de milho é o que possui a maior área superficial e maior quantidade de carbono orgânico (Tabela 4). De acordo com Kanthle *et al.* (2016), o material orgânico dificulta a lixiviação dos sais em virtude de sua maior superfície específica, retenção de água e capacidade de troca catiônica, que causa uma sorção dos sais presentes no solo. Ao trabalharem com o biocarvão de milho, os autores verificaram uma diminuição na lixiviação dos sais à medida que se aumentava a quantidade de biocarvão adicionada ao solo. Neste experimento, em razão da maior quantidade de sais e do objetivo de realizar a lixiviação dos mesmos, nos tratamentos com biocarvão de milho, a remoção dos sais ocorreu de maneira mais gradual, sendo necessário um maior volume de água.

Figura 15 – (A) Tempo de lixiviação; (B) Volume gasto e (C) Condutividade Elétrica (CE) dos lixiviados da Coleta 1 (C1), Coleta 2 (C2) e Coleta 3 (C3). São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos no mesmo momento de coleta.

Como o solo ficou incubado durante 30 dias (20 dias em sacos e 10 dias na coluna), é possível que esse tempo tenha sido excessivo e que o contato do gesso com o solo tenha formado

macroagregados que impediam a lavagem eficiente do solo e formavam caminhos preferenciais. Outra hipótese é a de que existe um determinado nível de salinização do solo até onde a aplicação de gesso para a remediação é eficiente.

Em razão do Luvisolo usado nesse estudo se encontrar em estado crítico de degradação, é possível que o uso do gesso para deslocamento e lixiviação de sais não alcance o resultado almejado. Já para os biocarvões, o maior tempo de incubação permitiu que o material pudesse expressar boa parte do seu potencial de remediação do solo, principalmente os provenientes de bagaço de cana (BC e BCG) e de sabugo de milho (BM e BMG). No caso do tratamento controle (CTR) e o de biocarvão de laranja (BL), é provável que, em virtude da coluna ter sido desmontada e remontada novamente com uma densidade menor para proporcionar a lixiviação, espaços tenham sido deixados sem solo, o que favoreceu a rápida lixiviação entre a C2 e a C1, conforme consta na Figura 15-A.

4.2. Efeito dos tratamentos nas concentrações de cátions na solução de lixiviação e nos extratos da pasta saturada

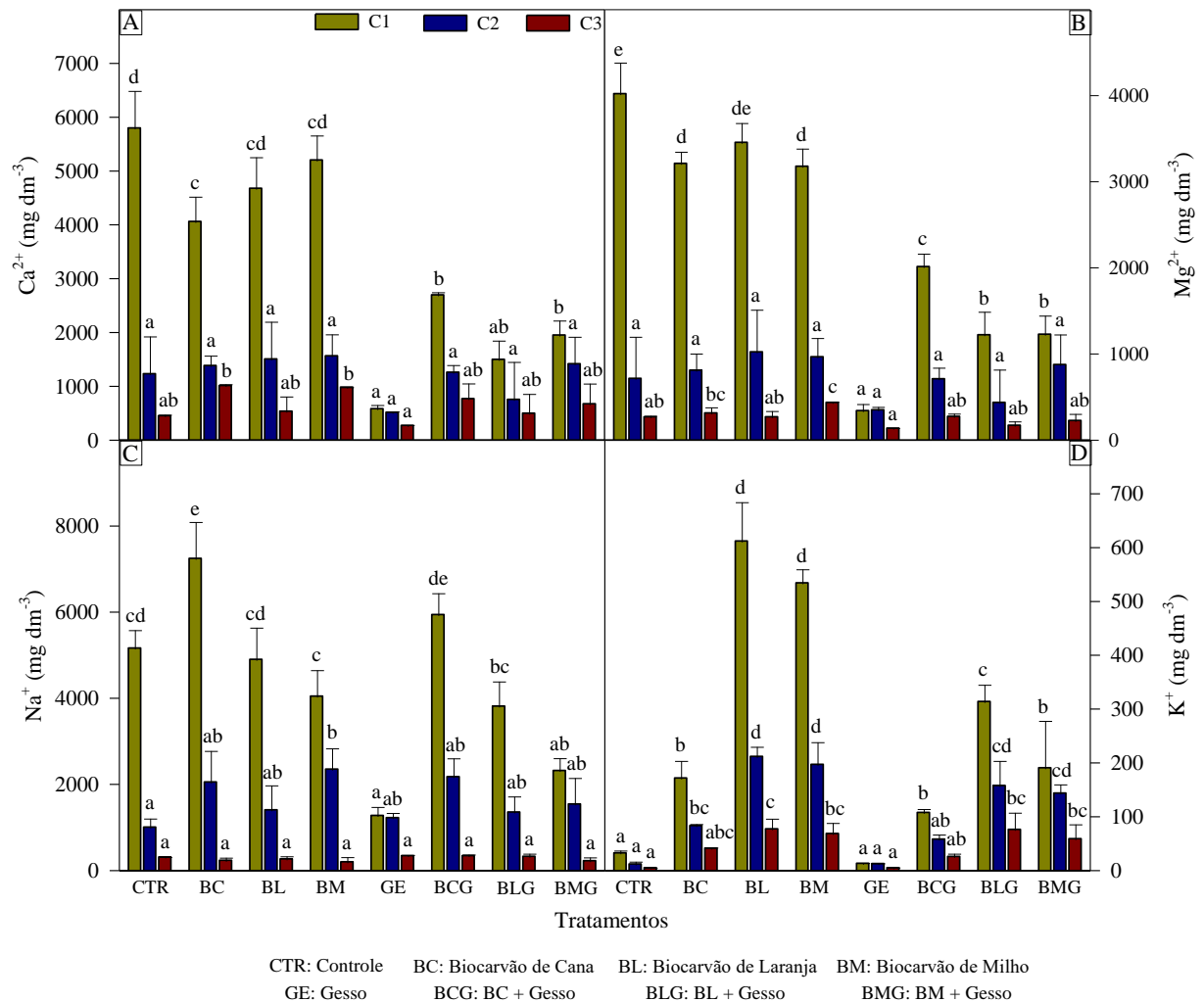
A concentração dos cátions Ca^{2+} (Figura 16-A), Mg^{2+} (Figura 16-B) e Na^+ (Figura 16-C), no lixiviado, segue um padrão bastante semelhante ao da CE (Figura 15-C). Assim, as maiores diferenças entre os tratamentos são observadas na primeira lixiviação, onde houve as menores concentrações dos cátions no tratamento com adição apenas de gesso.

Com isso, onde o lixiviado apresentou valores mais elevados de CE, mais foram as concentrações desses três cátions. Ou seja, o tempo de contato com a água influencia na lixiviação, sendo que há pouca influência da constituição química do biocarvão, já que o biocarvão de laranja é o que possui a maior CE e valores mais elevados de cálcio, magnésio e sódio (Tabela 4). Outro fator que corrobora com a hipótese do tempo de contato com a água é que os tratamentos que tiveram a adição de gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) tenderiam a lixiviar mais cálcio em comparação aos seus pares que não tiveram a aplicação desse material, o que não aconteceu neste experimento.

Na Figura 16-D, a lixiviação do potássio também sofre influência do gesso, em razão dos tratamentos com esse corretivo apresentarem concentrações inferiores de K^+ nos lixiviados. Porém, neste caso, a constituição dos biocarvões também interferiu na concentração de K^+ nos lixiviados. Primeiramente, os tratamentos CTR e GE, que não possuem adição de biocarvões, apresentaram concentrações bem inferiores em comparação aos outros tratamentos. Ademais, conforme a Tabela 4, o biocarvão de laranja possui a maior quantidade de K^+ , seguido pelo de

milho e depois o de cana. Sendo que essa sequência foi observada nos três momentos de coleta dos lixiviados.

Figura 16 – Concentração dos cátions: (A) Cálcio; (B) Magnésio; (C) Sódio e (D) Potássio nos lixiviados da Coleta 1 (C1), Coleta 2 (C2) e Coleta 3 (C3). São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos no mesmo momento de coleta.

Para melhor entendimento do efeito dos tratamentos na lixiviação dos sais, a Tabela 7 apresenta uma estimativa da lixiviação efetiva dos cátions com base na condutividade elétrica dos lixiviados relacionada com a concentração dos elementos nas coletas 01, 02 e 03; considerando a quantidade volumétrica total da solução.

Verifica-se como os biocarvões auxiliaram na lixiviação dos cátions. Para o Ca^{2+} , a sequência decrescente de lixiviação é a seguinte: $\text{BM} > \text{BC} > \text{BL} > \text{BMG} > \text{BCG} > \text{CTR} > \text{BLG} > \text{GE}$. Era esperado que os tratamentos com gesso apresentassem uma lixiviação de cálcio superior aos sem gesso, dada sua concentração inicial superior (Tabela 6), porém, a lixiviação

foi comprometida pela rápida passagem da água pelas colunas, sendo que os tratamentos BLG e GE foram inferiores ao tratamento controle.

Mas, embora o GE tenha lixiviado menos que o CTR, sua concentração final no extrato foi superior, o que pode indicar que o cálcio permaneceu fortemente adsorvido às partículas minerais do solo, como também a formação de compostos de cálcio pouco solúveis em água, como o carbonato de cálcio (CaCO_3), já que o cálcio é o cátion mais sujeito à precipitação (CORDEIRO, 2001; HOLANDA *et al.*, 2016).

Para o magnésio, apenas o tratamento BM foi superior ao controle. Para esse cátion, é provável que os biocarvões tenham adsorvido esse elemento em sua estrutura, pois sua concentração foi inferior tanto na lixiviação, quanto no extrato de saturação (Figura 17-B). Proporcionalmente em relação ao total lixiviado, o tratamento GE foi o que lixiviou mais o Mg^{2+} , cerca de 30,0%, frente a uma média de 24,6% dos demais tratamentos, pois a aplicação de gesso, principalmente em altas doses, pode causar a lixiviação excessiva do Mg^{2+} e induzir sua deficiência nas plantas (PAULETTI *et al.*, 2014).

Pelos resultados obtidos, todos os tratamentos com biocarvão, exceto o BLG, lixiviam mais Na^+ do que o controle (CTR). Em relação ao total lixiviado, os tratamentos com biocarvão de cana (BC e BCG) foram os que mais proporcionaram a lixiviação do Na^+ , que correspondeu a cerca de 44,7% do total, enquanto que no de laranja e de milho a proporção foi de 36,3% e 33,7%, respectivamente, sendo inferiores aos tratamentos sem biocarvão (CTR e GE), cuja média foi de 36,5%. É possível que o biocarvão de laranja e, principalmente o de milho, também tenham adsorvido o Na^+ , já que sua concentração nos extratos de saturação (Figura 17-C) foram inferiores, tanto ao CTR, quanto ao GE.

Em relação ao potássio, permanece a influência do material aplicado na sua lixiviação. Todos os tratamentos com biocarvão lixiviam acima do tratamento controle, sendo que há uma superioridade dos biocarvões de laranja e de milho.

Tabela 7 – Estimativa da lixiviação efetiva dos cátions por tratamento. São Cristóvão, SE.

Tratamento	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Total
	g				
Controle (CTR)	11,42	10,17	13,33	0,09	35,01
Biocarvão de Cana (BC)	14,54	9,96	18,56	0,57	43,62
Biocarvão de Laranja (BL)	13,89	9,65	14,06	1,99	39,59
Biocarvão de Milho (BM)	20,48	12,15	14,02	1,94	48,58
Gesso (GE)	5,02	4,37	5,08	0,09	14,56
Biocarvão de Cana + Gesso (BCG)	13,14	9,50	20,42	0,44	43,49
Biocarvão de Laranja + Gesso (BLG)	9,34	6,67	10,21	1,36	27,57
Biocarvão de Milho + Gesso (BMG)	13,16	9,83	15,10	1,14	39,23

Na Figura 17, estão relacionados os resultados das análises dos cátions: Cálcio, Magnésio, Sódio e Potássio no extrato da pasta saturada.

De maneira semelhante ao que aconteceu com a solução lixiviada, o Ca²⁺ (Figura 17-A), o Mg²⁺ (Figura 17-B) e o Na⁺ (Figura 17-C) no extrato da pasta saturada também apresentaram uma tendência similar aos dados da CE_{es} do extrato da pasta saturada (Figura 12), onde os biocarvões reduziram a concentração dessas bases, principalmente os de cana e milho.

As maiores concentrações de Ca²⁺ foram observadas nos tratamentos CTR e GE, e a menor concentração no BC. Todos os tratamentos com biocarvão reduziram a concentração de Ca²⁺ no extrato de saturação, havendo pouca diferença entre esses tratamentos (Figura 17-A). Todos os tratamentos reduziram a concentração de Mg²⁺ no extrato quando comparado ao controle, inclusive o tratamento GE. No entanto, os biocarvões, com exceção do BL, foram mais eficientes do que o gesso (Figura 17-B).

Em relação ao sódio, os tratamentos com biocarvão, com ou sem gesso, reduziram as suas concentrações no solo. Já o gesso aplicado sozinho (GE) aumentou significativamente em 41% a concentração de Na⁺ no solo (Figura 17-C) em relação ao CTR. Esse resultado difere dos frequentes relatos encontrados na literatura (YU *et al.*, 2010; SÁ *et al.*, 2015; AHMAD *et al.*, 2016; GHEYI *et al.*, 2016) sobre o efeito da aplicação do gesso em promover o deslocamento do sódio para a solução do solo, em razão do Ca²⁺ proveniente do corretivo. Conforme Barros *et al.* (2005), o tempo de contato da água com as partículas de gesso é fundamental para que haja as reações de troca entre o cálcio e o sódio. Neste experimento, o tempo de contato da água nos tratamentos GE (Figura 15-A) foi bastante reduzido em virtude da rápida passagem da água pelas colunas, o que pode ter causado reduzido efeito do gesso na difusão do sódio do solo para o complexo de troca e com isso ele permaneceu acumulado no solo e, conseqüentemente, no extrato da pasta saturada.

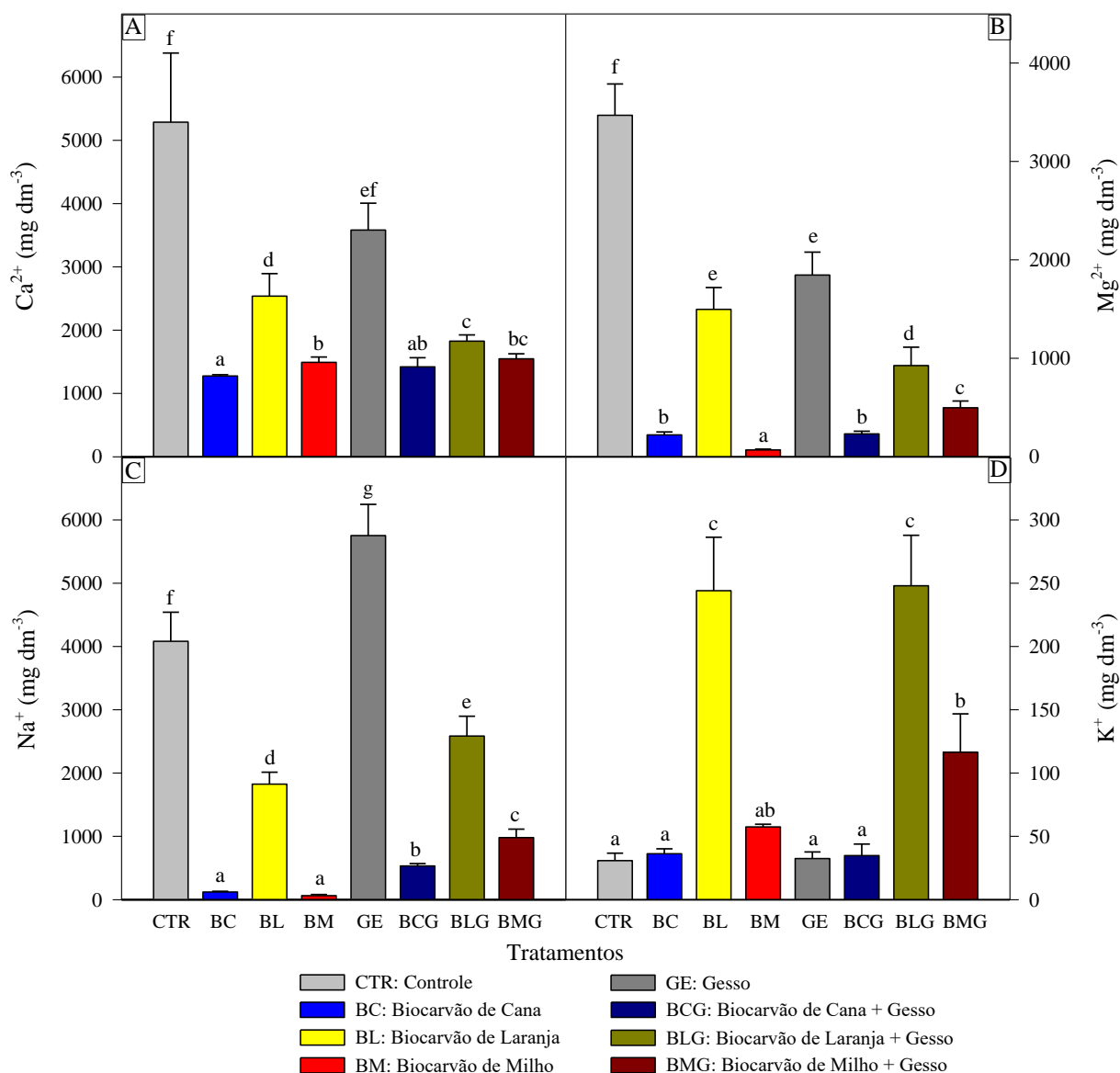
Essa menor eficiência do gesso em promover a lixiviação de Na^+ do solo pode também estar relacionada ao elevado estágio de salinização desse solo (CE_{es} entre 73,25 e 76,92 dS m^{-1}). Tal nível de degradação deve exigir medidas mais efetivas para a sua mitigação. De acordo com Vasconcelos *et al.* (2016), solos com textura mais argilosa tendem a manter maiores teores de sais em sua estrutura e, como ocorre a dispersão das argilas em razão da presença do sódio, a dissolução do gesso e o movimento da água são prejudicados, o que desfavorece a lixiviação dos sais.

No trabalho de Sá *et al.* (2013), ao avaliar um solo salino-sódico com CE_{es} de 39,9 dS m^{-1} e PST de 87,8 %, submetido à dosagem de até 100% da necessidade de gesso e com a aplicação de um volume de água equivalente a duas vezes a porosidade total do solo, foi verificado que o tratamento sem corretivo reduziu a CE_{es} do solo a níveis inferiores em comparação ao tratamento com 100% da NG, sendo tal comportamento atribuído às características inerentes ao próprio solo do estudo, que possuía elevado teor de areia e baixo teor de argila, consequentemente uma elevada macroporosidade, que contribuiu para um eficiente processo de lixiviação dos sais. Os autores destacam que, em condições de campo, apenas a lavagem do solo pode não proporcionar a redução da CE_{es} , pois as argilas estão dispersas, em virtude da elevada concentração de Na^+ , sendo necessário o seu revolvimento.

Quanto ao K^+ (Figura 17-D), alguns tratamentos (BC, BM, GE e BCG) não influenciaram na sua concentração no solo, porém BL, BLG e BMG aumentaram significativamente o K^+ no extrato de saturação. O BL apresenta em sua constituição elevada concentração de K^+ (Tabela 4), fato que explica o seu efeito no K^+ do solo.

A aplicação de biocarvão se mostrou mais efetiva na redução da concentração de sais do solo, sobretudo de Na^+ , possivelmente em função da sua capacidade não apenas interagir com os elementos químicos, mas também de melhorar todo o ambiente físico do solo, facilitando o deslocamento e lixiviação dos íons.

Figura 17 – Concentração dos cátions: (A) Cálcio; (B) Magnésio; (C) Sódio e (D) Potássio no extrato da pasta saturada. São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS) é um importante indicador em solos salinos, pois explana o risco de sodicidade que a água pode causar no solo. Na Tabela 8, encontra-se o desdobramento fatorial dos valores da RAS nos extratos da pasta saturada do solo, concluídos os eventos de lixiviação. Nessa tabela, é possível observar que todos os tratamentos com gesso apresentaram RAS maiores que os tratamentos sem a incorporação desse insumo. Embora, numa primeira análise pareça contraditório, já que o cálcio presente no gesso é elemento do denominador da equação da RAS e que outros trabalhos apresentem resultados, onde a RAS diminui com a aplicação do gesso (RASOULI, POUYA; KARIMIAN, 2013; LI *et al.*, 2018;

McKENNA *et al.*, 2019), neste experimento, os tratamentos com gesso não promoveram a lixiviação satisfatória do Na^+ , em consequência do grau de deterioração salina que esse solo apresenta, onde a aplicação do gesso promoveu uma rápida lixiviação, o que diminuiu a dissociação do Ca^{2+} para ocorrer a troca na matriz do solo com o Na^+ .

Em relação aos biocarvões, todos os três tipos diferiram significativamente dos tratamentos sem biocarvão, com e sem a aplicação de gesso. O biocarvão de laranja (BL e BLG) foi, dentre os biocarvões, o que proporcionou a menor redução da RAS, mantendo-a em valores superiores a $13 \text{ (mmol}_c \text{ dm}^{-3})^{0,5}$, que, de acordo com Sobral *et al.* (2015), é considerado elevado e confere caráter sódico ao extrato.

Extratos que apresentam uma RAS acima desse valor são considerados altamente degradados, já que os efeitos do Na^+ comprometem a estrutura física e química do solo, além de interferir na atividade biológica (AHMAD *et al.*, 2016). Chaganti, Crohn e Simunek (2015), ao testarem diferentes compostos orgânicos, dentre eles um biocarvão de cascas de madeira, combinados com gesso em solo salino-sódico, verificaram que o solo tratado com o biocarvão promoveu melhoria na sua estrutura e fornecimento de cátions divalentes, que facilitaram a remoção do Na^+ dos sítios de troca do solo, contribuindo para a sua remediação. Nesse trabalho, embora tenha ocorrido um sinergismo entre o biocarvão e o gesso na redução da sodicidade do solo, o tratamento com apenas biocarvão foi capaz de reduzir tanto a sodicidade quanto a salinidade do solo, em comparação ao tratamento tradicional com aplicação de gesso e ao controle.

Tabela 8 – Razão de Adsorção do Sódio (RAS) no extrato da pasta saturada após a lixiviação.

São Cristóvão, SE.		
RAS ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3})^{0,5}$		
	Sem Gesso	Com Gesso
Sem biocarvão	[CTR] 21,45 cA	[GE] 38,89 dB
Biocarvão de Cana	[BC] 1,64 aA	[BCG] 6,93 aB
Biocarvão de Laranja	[BL] 14,22 bA	[BLG] 24,57 cB
Biocarvão de Milho	[BM] 0,88 aA	[BMG] 11,09 bB
CV (%)	5,00	

*Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, nas colunas, e maiúsculas, nas linhas, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.3. Efeito dos tratamentos nas concentrações de ânions na solução de lixiviação e nos extratos da pasta saturada

A avaliação da concentração de ânions na solução lixiviada está apresentada na Figura 18-A (HCO_3^-), B (SO_4^{2-}) e C (Cl^-). Não foi possível a mensuração do íon carbonato (CO_3^{2-}) pelo método de titulação proposto por Freire *et al.* (2016), pois quando o pH do solo é inferior a 9,5; as quantidades de carbonatos solúveis são insignificantes.

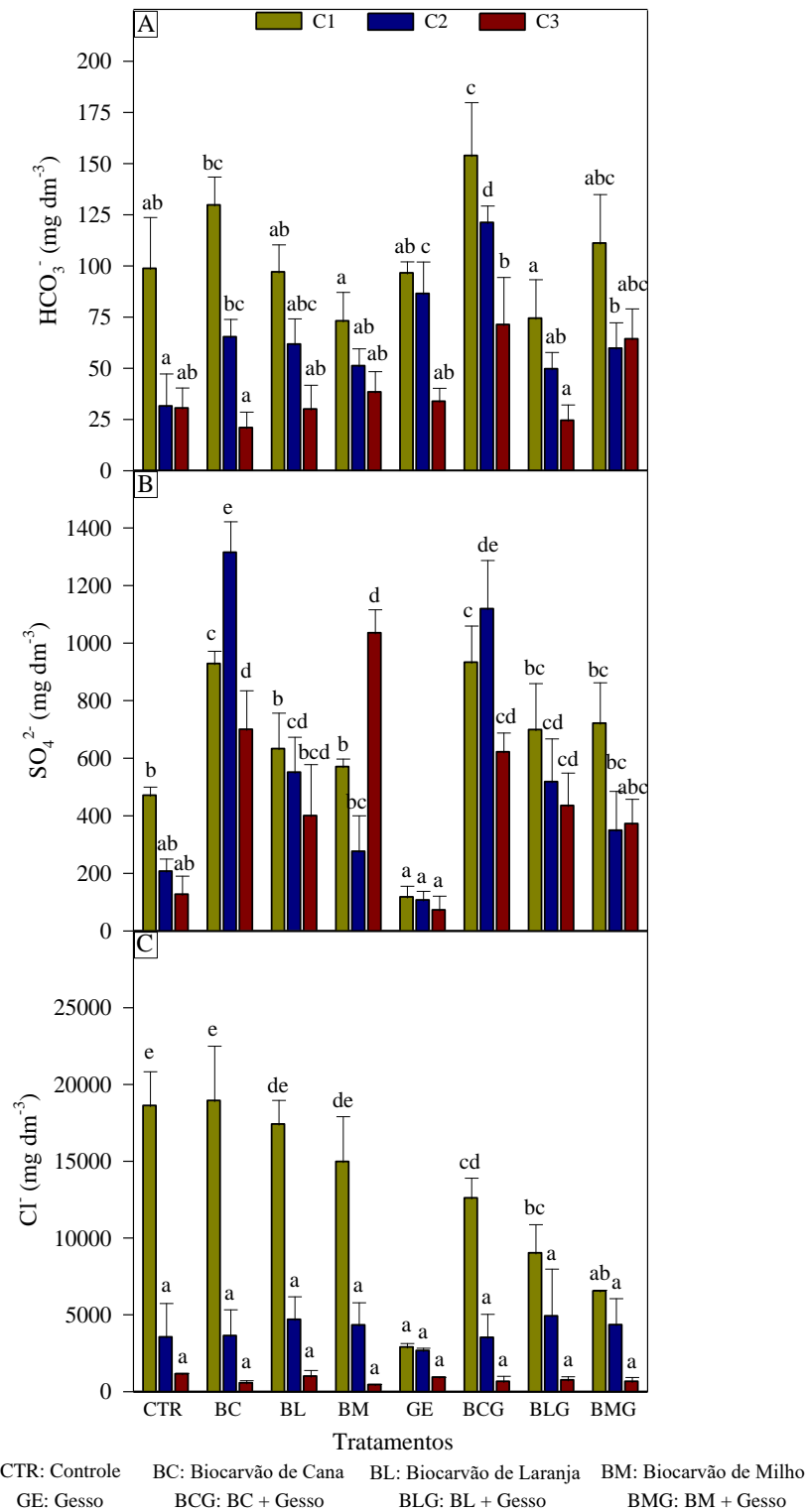
Para o bicarbonato (HCO_3^-), Figura 18-A, verifica-se que o tempo de contato com a água não interferiu na sua lixiviação, já que os tratamentos com gesso foram iguais ou até superiores aos tratamentos sem gesso. Dentre os biocarvões, o de cana tende a proporcionar uma maior lixiviação desse ânion. Porém, observa-se que não há uma queda tão acentuada entre os momentos de lixiviação analisados, sendo que no BMG, o C3 foi maior do que o C2. De acordo com Yue *et al.* (2016), essa baixa redução ou até o aumento do HCO_3^- acontece por causa da respiração microbológica durante o processo de lixiviação.

No caso do sulfato (SO_4^{2-}), Figura 18-B, o tempo de contato com a água e a aplicação dos biocarvões promoveram alterações nos lixiviados. Era de se esperar uma maior concentração desse ânion no lixiviado do tratamento com gesso, já que o gesso possui o íon sulfato em sua composição ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Porém, os tratamentos com gesso foram iguais ou inferiores aos demais nas três coletas. Isso é condizente com a reduzida concentração de Na^+ no lixiviado do tratamento com apenas gesso, já que o íon sulfato seria o veículo principal para o movimento do Na^+ no solo (SUNDHA *et al.*, 2017).

Assim como com o bicarbonato, o biocarvão de cana também foi o que proporcionou maior lixiviação do sulfato. Além disso, para esse ânion, verificou-se um acréscimo da C2 em relação à C1 nos tratamentos BC e BCG e a C3 foi superior à C1 no BMG. Conforme Yue *et al.* (2016), é possível que a quantidade de água aplicada não tenha sido suficiente para a lixiviação do SO_4^{2-} , já que a adição de biocarvão proporciona um significativo aumento dos ânions no solo e, consequentemente, nos lixiviados.

Esses dois primeiros ânions (HCO_3^- e SO_4^{2-}) apresentaram uma tendência diferente dos cátions (Figura 16) em relação à CE e ao volume de água. Enquanto que o cloreto (Cl^-), Figura 18-C, teve comportamento semelhante aos cátions, onde as maiores concentrações do íon coincidiram com os valores mais elevados da CE e apresentou tendência decrescente, em relação à sua concentração, na medida em que se aplicava água.

Figura 18 – Concentração dos ânions: (A) Bicarbonato; (B) Sulfato e (C) Cloreto nos lixiviados da Coleta 1 (C1), Coleta 2 (C2) e Coleta 3 (C3). São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos no mesmo momento de coleta.

A exemplo do que foi feito para os cátions, a Tabela 9 também apresenta uma estimativa da lixiviação efetiva dos ânions com base na condutividade elétrica dos lixiviados relacionada com a concentração dos elementos nas coletas 01, 02 e 03.

É possível verificar que os tratamentos com biocarvão proporcionaram uma lixiviação maior desses elementos, em comparação ao controle, independente do material de origem. Isso pode ter acontecido tanto pela maior quantidade desses ânions nos biocarvões, quanto pela natural eletronegatividade das partículas do biocarvão que promovem uma maior lixiviação de elementos com as mesmas cargas. É possível verificar uma predominância do íon Cl^- , que correspondeu a cerca de 90,0% do total de ânions lixiviados, o que pode demonstrar uma maior concentração dos sais NaCl , CaCl_2 e MgCl_2 neste solo.

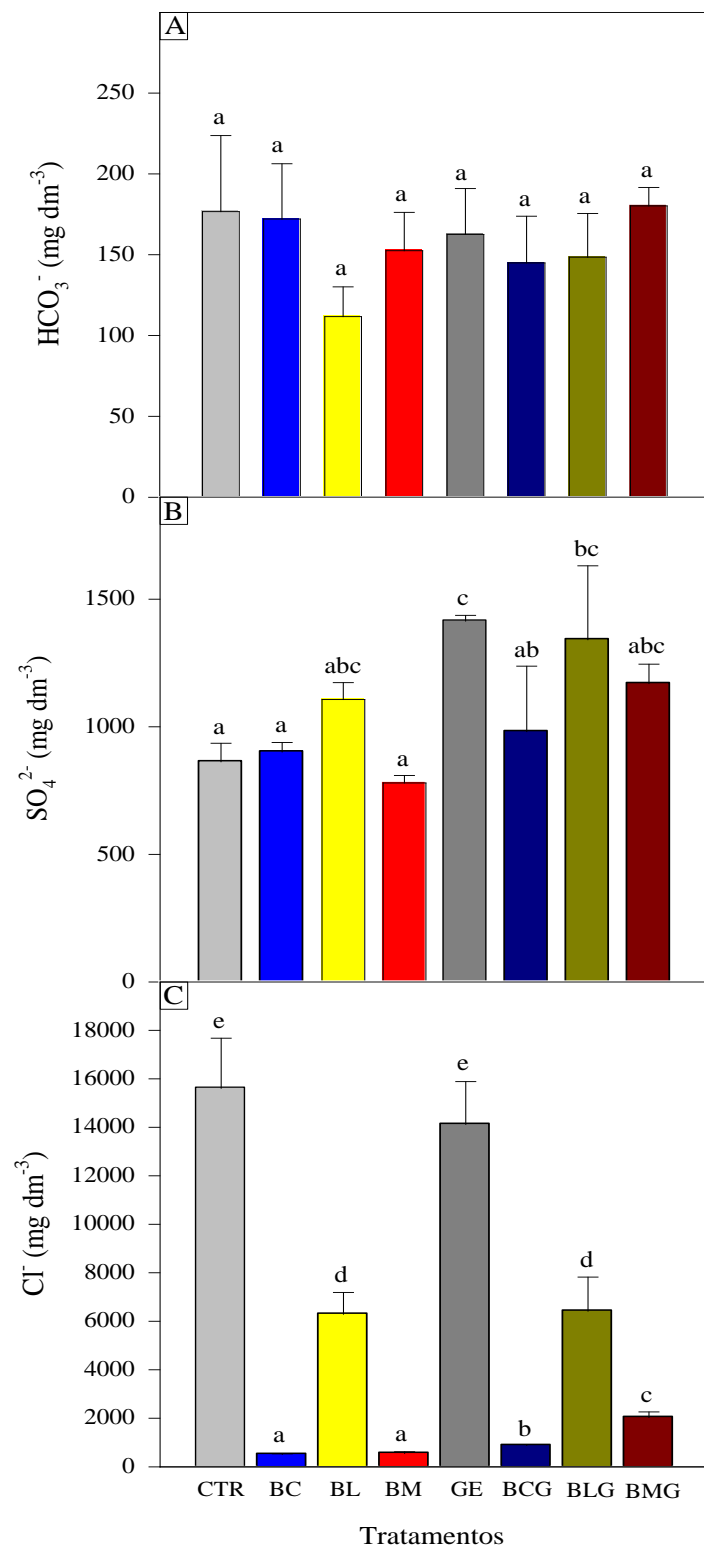
Tabela 9 – Estimativa da lixiviação efetiva dos ânions por tratamento. São Cristóvão, SE.

Tratamento	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Total
	g			
Controle (CTR)	0,26	1,49	36,82	38,58
Biocarvão de Cana (BC)	0,40	5,68	55,07	61,15
Biocarvão de Laranja (BL)	0,41	3,38	41,18	44,97
Biocarvão de Milho (BM)	0,55	6,31	49,22	56,08
Gesso (GE)	0,62	0,81	13,55	14,97
Biocarvão de Cana + Gesso (BCG)	0,82	6,03	48,50	55,34
Biocarvão de Laranja + Gesso (BLG)	0,34	4,59	34,31	39,23
Biocarvão de Milho + Gesso (BMG)	0,75	4,50	42,46	47,71

A Figura 19 apresenta os resultados dos ânions (bicarbonato, sulfato e cloreto) nos extratos da pasta saturada. Novamente, pelo método utilizado (FREIRE *et al.*, 2016), não foi possível detectar as concentrações dos carbonatos (CO_3^{2-}), já que o pH do solo é inferior a 9,5.

Na avaliação dos bicarbonatos (Figura 19-A), não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos. Embora tivesse ocorrido uma maior lixiviação do HCO_3^- no tratamento BCG, isso refletiu em uma menor concentração do ânion no extrato da pasta, provavelmente em razão da respiração microbiológica (YUE *et al.*, 2016) ou pela dificuldade de detecção da viragem da titulação (do laranja para o rósea), inerente do próprio método (FREIRE *et al.*, 2016), que causou uma variação nos resultados. De acordo com Danish *et al.* (2015), o bicarbonato em solos salinos tem o papel de precipitar os íons de Ca^{2+} e Mg^{2+} e aumentar a disponibilidade de fósforo.

Figura 19 – Concentração dos ânions: (A) Bicarbonato; (B) Sulfato e (C) Cloreto no extrato da pasta saturada. São Cristóvão, SE.



CTR: Controle
 BC: Biocarvão de Cana
 BL: Biocarvão de Laranja
 BM: Biocarvão de Milho
 GE: Gesso
 BCG: Biocarvão de Cana + Gesso
 BLG: Biocarvão de Laranja + Gesso
 BMG: Biocarvão de Milho + Gesso

*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

Os tratamentos com gesso resultaram em concentrações superiores do íon sulfato nos extratos da pasta saturada (Figura 19-B). Ou seja, como esperado, ocorreu influência do $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ na quantidade final do SO_4^{2-} , pois é provável que não tenha ocorrido uma lixiviação eficiente dele. Os biocarvões tenderam a apresentar maiores quantidades de sulfato do que os tratamentos sem biocarvão, principalmente o biocarvão de laranja, possivelmente em razão da sua constituição.

A concentração do íon cloreto (Figura 19-C) mostrou uma tendência semelhante à dos cátions da Figura 17-A, B e C. Todos os biocarvões diferiram dos tratamentos CTR e GE, sendo que os tratamentos BC e BM foram os que apresentaram os menores valores para o Cl^- . O gesso apresentou influência nos tratamentos com biocarvão de cana e de milho, onde os teores de cloreto nos tratamentos BCG e BMG foram superiores aos dos tratamentos BC e BM, respectivamente.

Isso demonstra a necessidade de uma lixiviação eficiente no solo para que esse ânion seja removido do complexo de troca do solo, o que não foi observado no tratamento GE. Sua aplicação individual no Luvisolo salinizado resultou numa elevada concentração de Cl^- no extrato da pasta saturada. Com isso, fica confirmada também a eficiência do biocarvão na lixiviação de ânions, sobretudo o cloreto. De acordo com Malavolta (2006), o íon cloreto possui uma contribuição muito pequena para a nutrição mineral das plantas, pois seu requerimento pelas plantas é muito baixo, sendo mais comum o acúmulo excessivo em regiões semiáridas, onde causam toxicidade às plantas, além da competição iônica com o íon nitrato. Sua função bioquímica é a participação nas enzimas sintetase de asparagina, amilases e a ATPase no tonoplasto e serve como soluto osmótico para controlar o gradiente potencial da água no interior das células (TAIZ; ZEIGER, 2013).

4.4. Eficiência dos tratamentos na remediação do solo salino-sódico

Para as quatro bases trocáveis, a ação dos biocarvões fica mais evidente, pois todos diferiram tanto do controle (CTR), quanto do tratamento apenas com gesso (GE).

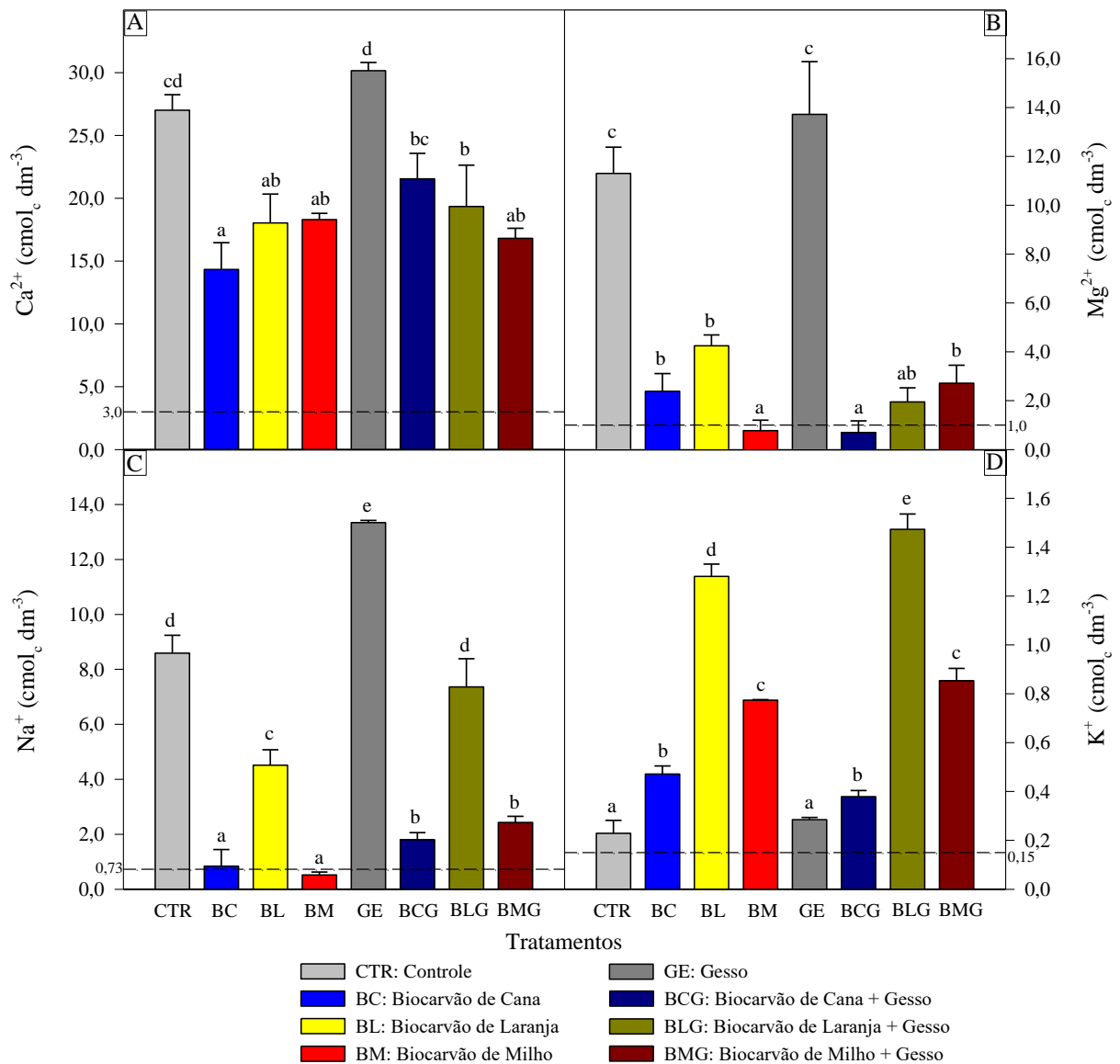
A Figura 20-A ilustra a concentração do cálcio no solo. Verifica-se que os tratamentos CTR e GE apresentam valores superiores aos demais tratamentos, com uma redução de apenas 37,01 e 29,93%; respectivamente, em relação aos valores iniciais presentes na Tabela 6. A aplicação de gesso isoladamente, como é tradicionalmente feito, não interferiu na concentração trocável de Ca^{2+} , quando comparado ao controle. Já os tratamentos BC e BMG, com menor concentração final de Ca^{2+} , reduziram o cálcio trocável em 61,54 e 64,19%; respectivamente, quando comparados ao solo inicial, antes da lixiviação.

O tratamento só com gesso (GE) não interferiu na concentração de Mg^{2+} do solo (Figura 20-B), em comparação ao CTR. Porém, os tratamentos com biocarvão, com ou sem gesso, reduziram drasticamente o Mg^{2+} trocável em quase 73%, quando comparados ao controle (CTR). Em relação aos valores iniciais (Tabela 6), os tratamentos CTR e GE permanecem com menor redução (55,55 e 57,40%, respectivamente) em relação aos tratamentos com biocarvão. Nesse caso, os tratamentos que apresentaram maiores reduções foram o BM (97,41%) e o BCG (97,79%) e, conseqüentemente, menores valores finais.

Com exceção do BLG, todos os tratamentos com biocarvão reduziram significativamente a concentração de Na^+ no complexo de troca do solo (Figura 20-C). Embora os tratamentos CTR e GE tenham promovido, em relação aos valores iniciais (Tabela 6), uma redução de 63,95% e de 50,99 %, respectivamente, da concentração de Na^+ trocável, esses valores permanecem inferiores à quantidade de Na^+ lixiviado pelos tratamentos com biocarvão. Destacam-se os tratamentos BC e BM, que reduziram em 97,08 e 97,66%, respectivamente, a concentração do Na^+ inicial. É interessante observar que o tratamento com gesso (GE) apresentou concentração de Na^+ trocável no solo significativamente superior quando comparado ao controle (CTR), sugerindo que, para esse nível de degradação do solo, o uso do gesso pode não ser recomendado, pois sua efetividade não diferiu do controle nas condições avaliadas.

Não houve influência do gesso agrícola aplicado isoladamente na concentração de K trocável (Figura 20-D). No entanto, todos os biocarvões, com ou sem gesso, a concentração de K^+ foi significativamente superior, com destaque para o BL e o BLG. Essa tendência foi observada em todo o experimento, já que os biocarvões aumentaram a concentração do potássio nas análises iniciais e no extrato da pasta saturada. Um dado a ser destacado é que apesar do acúmulo de K^+ no perfil do solo, os biocarvões não reduziram a sua lixiviação, pois, enquanto o CTR reduziu em 39,64%, o BLG, que foi o tratamento com menor redução, lixiviou 35,65% do K^+ inicial. Assim, pode-se destacar que a aplicação dos biocarvões em solos sódicos ou salinos, mas com baixa quantidade de K^+ , pode ser uma estratégia eficiente para a remoção dos sais, em especial o Na^+ , e aporte de K^+ , tendo em vista que esse elemento faz parte da formulação dos adubos comerciais e, após o nitrogênio, é o nutriente mais demandado pelos vegetais (MARTINS, 2018). Lin *et al.* (2015) ao aplicar 16 Mg ha⁻¹ de biocarvão de milho em solo salino-sódico, verificaram que não ocorreram alterações no pH e nas bases trocáveis: Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , no entanto, houve um aumento significativo do K^+ , cerca de 44% em relação ao controle, o que diminui a relação Na^+/K^+ e melhorou a tolerância das plantas à salinidade.

Figura 20 – Concentração final das bases trocáveis no solo após a lixiviação: (A) Cálcio; (B) Magnésio; (C) Sódio e (D) Potássio. São Cristóvão, SE.



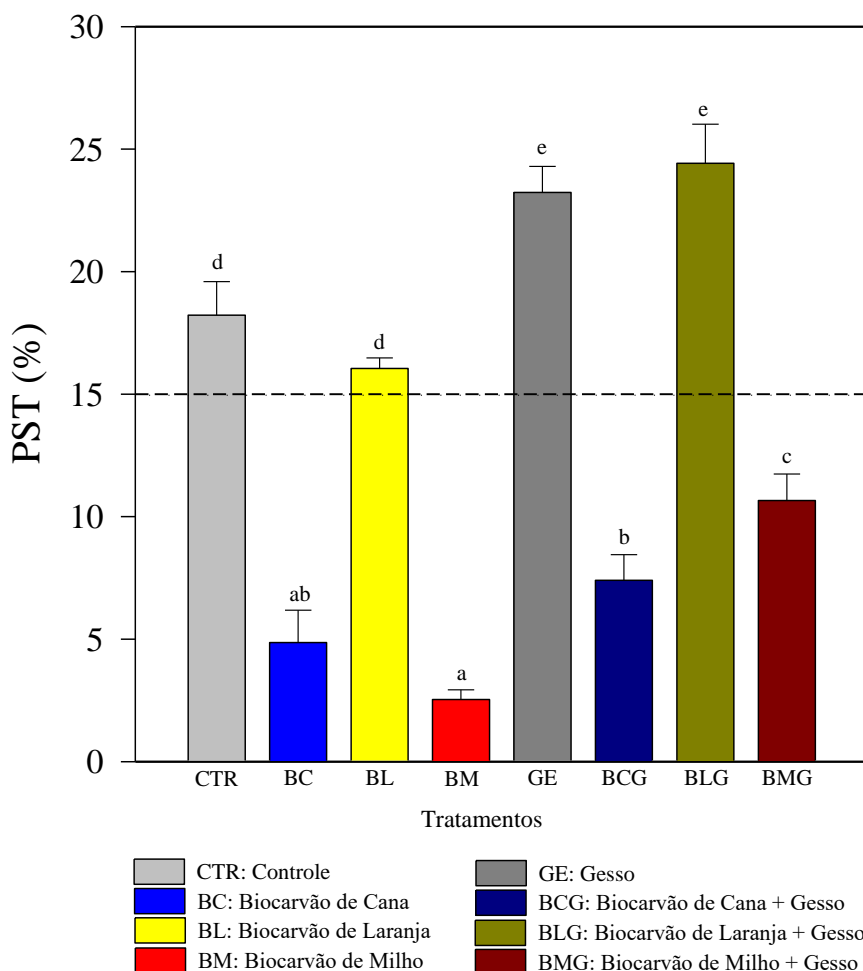
*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

Diante do exposto, pode-se inferir que o tratamento tradicional com aplicação de gesso (GE) não foi eficiente em lixiviar as bases trocáveis, enquanto que os biocarvões, tanto em termos de percentual lixiviado, quanto nas concentrações finais dos elementos, apresentaram capacidade relevante de remediação do solo. Embora a literatura aponte que as concentrações finais de cálcio, magnésio, sódio e potássio ainda estejam em patamares elevados (SOBRAL *et al.*, 2015), os biocarvões demonstraram uma significativa redução da salinidade dadas as peculiaridades do solo em estudo, principalmente os biocarvões de bagaço de cana e de sabugo de milho. Resultados similares são reportados por Chaganti e Crohn (2015), Yue *et al.* (2016) e Zhang *et al.* (2019), os quais verificaram que a aplicação dos biocarvões auxiliam na

remediação de solos salino-sódicos pela melhoria da estrutura física desses solos que facilita a remoção dos sais do complexo de troca.

A elevada concentração de Na^+ no complexo de troca do solo tratado apenas com gesso (GE) resultou num Percentual de Sódio Trocável (PST) acima do tratamento controle (CTR) (Figura 21). É possível verificar que a aplicação do gesso resultou numa PST significativamente superior em todos os tratamentos, em comparação aos que não tiveram essa adição, com exceção do BCG em relação ao BC. O tratamento BL não atuou de maneira a reduzir significativamente a PST. Porém, o BLG foi o que obteve os valores mais elevados de PST dentre os tratamentos. É importante ressaltar que os tratamentos CTR, GE, BL e BLG mantiveram a PST com valores superiores a 15%.

Figura 21 – Percentual de Sódio Trocável (PST) no solo após a lixiviação. São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

O Percentual de Sódio Trocável (PST) representa a relação do sódio trocável com a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) potencial do solo. Ela fornece uma estimativa da

dispersão das argilas e da estabilidade dos agregados, que afetam a estrutura e o movimento da água no solo, sendo, portanto, um indicador do grau de degradação do solo. Richards (1954) define que uma PST superior a 15% representa uma concentração excessiva de Na^+ que requer práticas específicas para a remoção desse elemento do complexo de troca do solo. Porém, ainda não é consenso a determinação exata da quantidade de sódio trocável que cause prejuízos para as características físicas do solo, tanto que Van Hoorn e Van Alphen (2006) consideram alta uma PST de 5% em um solo argiloso, especialmente se ele tiver argilominerais 2:1.

Os biocarvões de bagaço de cana (BC e BCG) e de milho (BM e BMG) foram eficientes na redução da PST, chegando a valores abaixo de 5% (BC e BM), pois esses materiais favoreceram a lixiviação do sódio do complexo de troca, por promoverem uma lixiviação mais homogênea em razão da melhoria das características físicas do solo, pois esses materiais possuem uma menor quantidade de cinzas, maiores concentrações de carbono fixo e orgânico e maior área superficial.

Nos dados do pH do solo após a lixiviação (Tabela 10), nota-se que, apesar dos tratamentos com biocarvão de cana (7,95 no BC e 7,96 no BCG) proporcionarem os maiores valores do pH, isso não gerou diferenças significativas em relação ao controle (CTR). Embora seja reportado que a aplicação de biocarvões resultem em aumentos expressivos no pH do solo (ALVAREZ-CAMPOS *et al.*, 2018; GONZAGA *et al.*, 2018b; LEHMANN *et al.*, 2011), isto não foi observado de maneira significativa neste experimento. Isso pode ser explicado pelo elevado poder tampão desse tipo de solo.

Tabela 10 – pH do solo após a lixiviação. São Cristóvão, SE.

Tratamento	pH
Controle (CTR)	7,17 a
Biocarvão de Cana (BC)	7,95 a
Biocarvão de Laranja (BL)	7,24 a
Biocarvão de Milho (BM)	7,29 a
Gesso (GE)	7,69 a
Biocarvão de Cana + Gesso (BCG)	7,96 a
Biocarvão de Laranja + Gesso (BLG)	7,61 a
Biocarvão de Milho + Gesso (BMG)	7,09 a
CV (%)	4,80

*Médias seguidas pelas mesmas letras nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

No entanto, cabe destacar que todos os tratamentos que tiveram a aplicação de algum insumo, seja biocarvão e/ou gesso, apresentaram aumento no pH em relação aos valores iniciais

presentes na Tabela 6, sendo que o controle (CTR) apresentou uma diminuição no pH de 7,44 para 7,17.

4.5. Influência dos tratamentos no desenvolvimento inicial de plantas de milho-verde (*Zea mays* L.)

4.5.1. Avaliação da germinação das sementes

O solo de cada tratamento, após o experimento de lixiviação, foi usado para cultivar plantas de milho em casa de vegetação a fim de averiguar os resultados obtidos em laboratório. A Tabela 11 contempla os dados do percentual de germinação por tratamento. Não houve germinação das sementes nos tratamentos que não foram submetidos à lixiviação (BCS, BMS e BCGS). Já nos tratamentos com lixiviação, pelo menos uma semente germinou em todas as repetições. Nesse caso, é evidente a necessidade de aplicação de uma lâmina de água para a remoção dos sais do perfil desse solo, tendo em vista o seu elevado grau de salinidade. Portanto, a utilização dos biocarvões como método único de remediação dos solos salinos demandaria estudos mais aprofundados em relação à dosagem, tipo de material de origem e tempo de incubação para verificar a eficiência dos biocarvões em adsorver os sais e remediar o solo sem a necessidade de lixiviação.

Dentre os tratamentos com lixiviação, aqueles sem biocarvão (CTR e GE) foram os que apresentaram menor percentual germinativo, sendo significativamente diferentes dos tratamentos com biocarvão de cana (BC e BCG) e de milho (BM e BMG). Esse resultado provavelmente está relacionado com a CE_{es} final desses tratamentos após a lixiviação, pois os sais presentes no solo diminuem o potencial osmótico da água na solução do solo, o que ocasiona uma menor disponibilidade de água para as sementes, a denominada seca fisiológica (CONUS *et al.* 2009).

Entre os tratamentos com biocarvão, a germinação das sementes foi semelhante, embora os tratamentos BL e BLG tenham apresentado valores de CE_{es} e PST significativamente superiores aos dos tratamentos BC, BM, BCG e BMG. Isso sugere que, apesar da menor eficiência, a redução da salinidade nos tratamentos com biocarvão de laranja permitiu a germinação das sementes de milho e que há tolerância dessa espécie em ambientes com certo nível de salinização, como demonstra o trabalho de Silva, Grzybowski e Panobianco (2016), que, na avaliação da influência do estresse salino na germinação de sementes de milho, verificaram que extratos com uma condutividade elétrica na grandeza de até $9,60 \text{ dS m}^{-1}$ não tiveram influência no vigor das sementes.

De acordo com Carvalho e Nakagawa (2012), o teor de água necessário para o crescimento embrionário é de cerca de 35,0 a 40,0%. Dessa maneira, nas condições do experimento, a concentração de sais dos tratamentos com biocarvão de laranja não foi suficiente para a redução do potencial osmótico da solução do solo ao ponto de impedir as sementes de germinarem, enquanto que nos tratamentos CTR e GE, as sementes podem ter sofrido certo grau da seca fisiológica.

Tabela 11 – Porcentagem de germinação das sementes de milho-verde (*Zea mays* L.). São Cristóvão, SE.

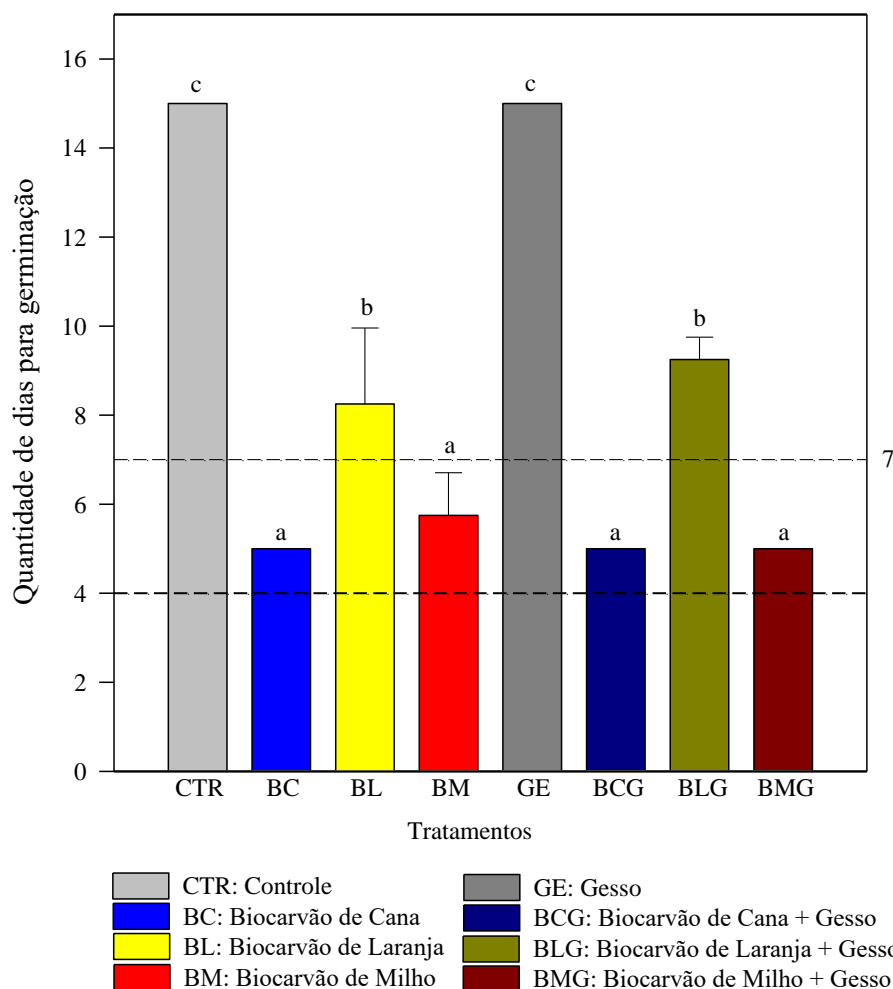
Tratamento	Germinação (%)
Controle (CTR)	67,67 b
Biocarvão de Cana (BC)	100,00 a
Biocarvão de Laranja (BL)	91,67 ab
Biocarvão de Milho (BM)	100,00 a
Gesso (GE)	67,67 b
Biocarvão de Cana + Gesso (BCG)	100,00 a
Biocarvão de Laranja + Gesso (BLG)	91,67 ab
Biocarvão de Milho + Gesso (BMG)	100,00 a
Biocarvão de Cana sem Lixiviação (BCS)	0,00 c
Biocarvão de Milho sem Lixiviação (BMS)	0,00 c
Biocarvão de Cana + Gesso sem Lixiviação (BCGS)	0,00 c
CV (%)	20,89

*Médias seguidas pelas mesmas letras nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

Além do percentual de germinação, também foi avaliada a quantidade de dias para que ocorresse a germinação das sementes de milho-verde (Figura 22). Não houve influência do gesso (GE) em reduzir o tempo de germinação, o qual ocorreu aos mesmos 15 dias da semeadura, como o tratamento controle (CTR). Já os tratamentos com biocarvão promoveram a germinação das sementes aos 5 dias (BC, BM, BCG e BMG) e aos 8 dias da semeadura (BL e BLG), resultando em uma redução considerável do tempo de germinação.

A germinação mais rápida diminui a exposição das sementes e das plântulas a ataques de patógenos, como fungos do gênero *Fusarium*, *Macrophomina*, *Rhizoctonia* e *Phyitium*, além de eventos ambientais adversos (PEREIRA FILHO, 2003). Conforme informações do fornecedor das sementes e de Pereira Filho (2003), em condições normais de umidade e temperatura, a germinação das sementes de milho-verde ocorre entre 04 e 07 dias. Assim, os tratamentos BC, BM, BCG e BMG foram os que proporcionaram um ambiente para que a germinação ocorresse de maneira adequada.

Figura 22 – Quantidade de dias para a germinação das sementes de milho-verde (*Zea mays* L.). São Cristóvão, SE.



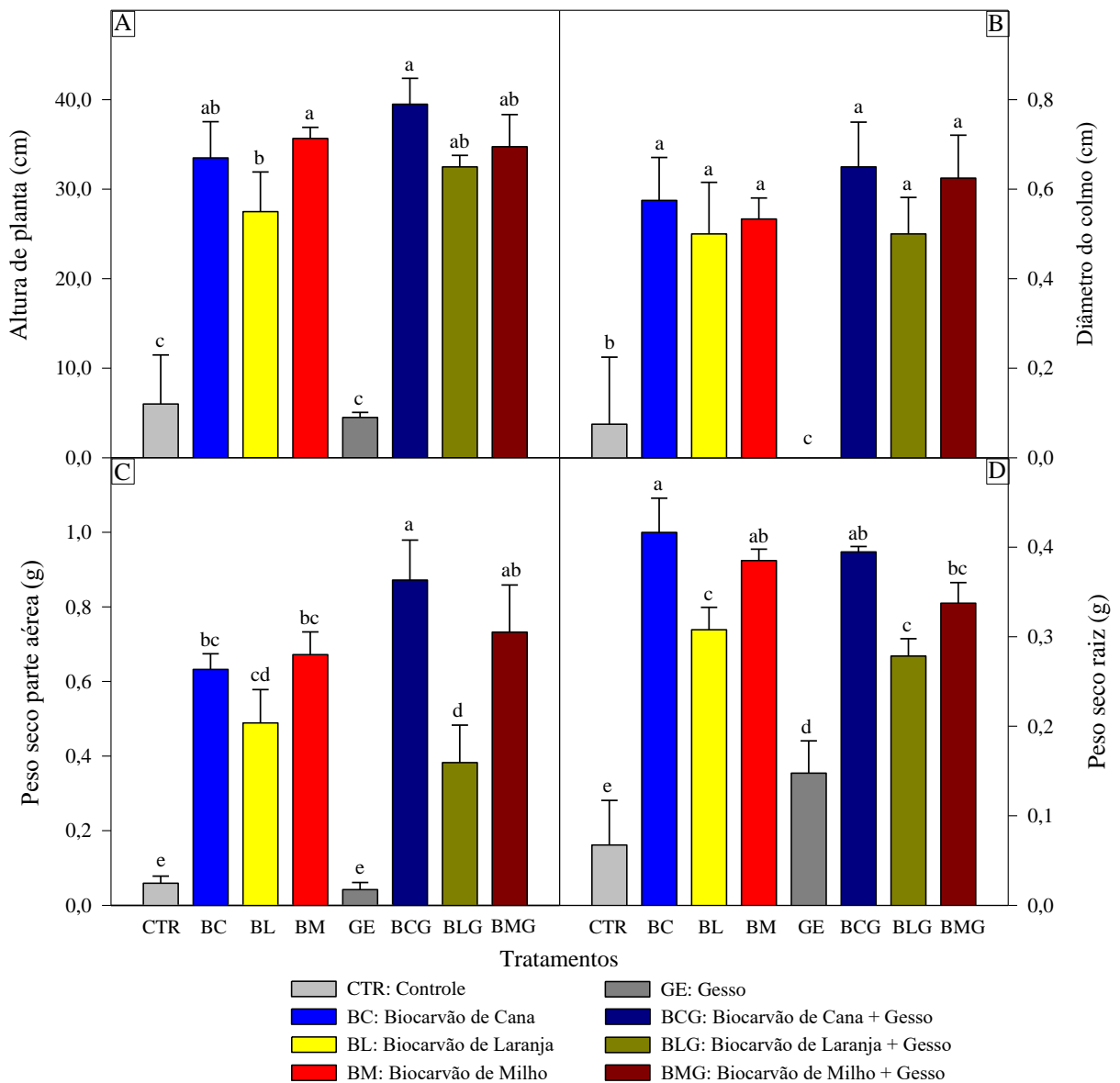
*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

Dentre os tratamentos com biocarvão, os que apresentaram uma CE_{es} final de até 7,84 $dS\ m^{-1}$ no extrato de saturação (BMG) não sofreram interferência na quantidade de dias para a germinação em comparação ao tratamento com a menor CE_{es} ; 3,19 $dS\ m^{-1}$ (BM). Porém, quando a CE_{es} foi superior a 18 $dS\ m^{-1}$, como nos tratamentos com biocarvão de laranja (BL e BLG), ocorreram aumentos significativos no número de dias para a germinação. No trabalho de Pessoa Neto *et al.* (2016), a velocidade de germinação de sementes de milho foi a variável mais afetada pelo aumento da salinidade em virtude da diminuição do potencial osmótico e da alteração da relação Na^+/K^+ e de outros nutrientes. Oliveira *et al.* (2014), ao testar diferentes potenciais osmóticos na germinação e desenvolvimento inicial de plântulas de milho doce, verificaram que a diminuição do potencial osmótico, consequência do aumento da concentração salina, resultou no acréscimo do número de dias para a germinação e em aumento na ocorrência de plântulas anormais e de sementes mortas.

4.5.2. Avaliação do desenvolvimento das plantas

Os dados das variáveis: altura de planta (Figura 23-A), diâmetro do colmo (Figura 23-B), peso seco da parte aérea (Figura 23-C) e peso seco da raiz (Figura 23-D) apresentaram tendência inversamente proporcional à quantidade de dias para a germinação (Figura 22). Assim, o atraso na emergência das plantas afetou o crescimento vegetativo inicial com a ocorrência de plantas de menor porte e com menor vigor, pois o excesso de sais reduz alongamento do eixo embrionário e a produção de massa seca (Figura 24).

Figura 23 – Altura das plantas (A); Diâmetro do colmo (B); Peso seco da parte aérea (C) e Peso seco da raiz (D) das plantas de milho-verde (*Zea mays* L.) 30 dias após a semeadura. São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

Com isso, os tratamentos com biocarvão, não importando o material de origem, proporcionaram plantas de porte mais elevado, com maior diâmetro de colmo e com maior acúmulo de matéria seca na parte aérea e na raiz.

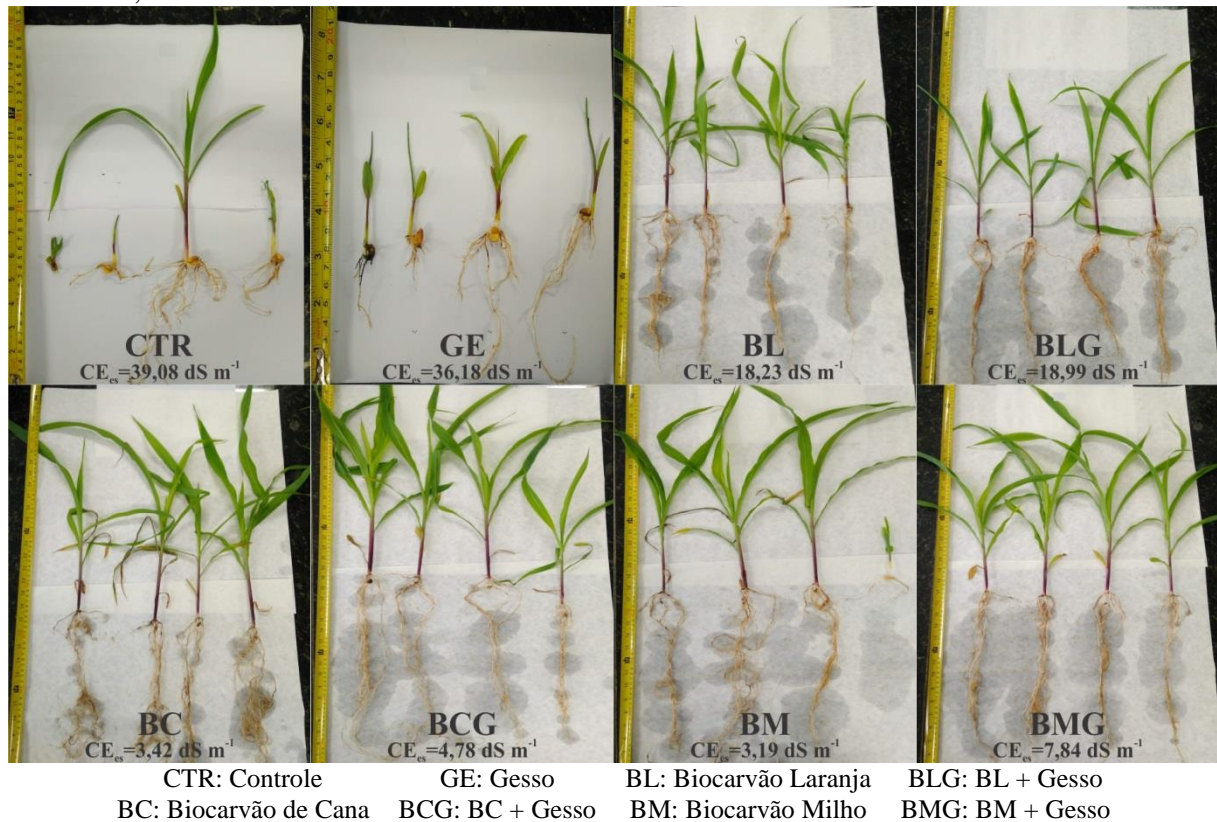
De uma forma geral, as plantas cultivadas nos solos tratados com biocarvão cresceram, em média, 7 vezes mais quando comparadas aos tratamentos com gesso e controle. O tratamento GE não influenciou na altura das plantas (Figura 23-A) nem na biomassa da parte aérea (Figura 23-C), mas reduziu significativamente o diâmetro do colmo (Figura 23-B) e aumentou o peso seco da raiz (Figura 23-D), em comparação ao CTR. Enquanto que todos os tratamentos com biocarvão aumentaram todos os parâmetros, indistintamente.

A Figura 24 demonstra claramente o efeito do biocarvão, tanto no desenvolvimento da parte aérea como das raízes. A presença de biocarvão aumentou o peso seco da parte aérea, com melhor resultado verificado no BCG, com aumento de 10 vezes (Figura 23-C) em relação ao CTR. Nesse aspecto, o biocarvão menos eficiente foi o de laranja, onde o BLG promoveu um aumento de 4 vezes em comparação ao CTR. O desenvolvimento das raízes (Figura 23-D) foi favorecido pela presença do gesso (GE), que aumentou em cerca de 2 vezes o peso seco da raiz em relação ao controle. Porém, nos tratamentos com biocarvão, esse aumento variou de 6 (BL e BLG) a 8 vezes (BC, BM, BCG e BMG) em comparação ao CTR. O bom desenvolvimento do sistema radicular das plantas é essencial para o crescimento e produtividade das plantas, pois garante a exploração de maior volume de solo, e, conseqüentemente, maior acesso à água e aos nutrientes.

Dentre os biocarvões, verifica-se que os provenientes de bagaço de cana e sabugo de milho proporcionaram melhor performance das plantas em termos de altura, peso seco da parte aérea e peso seco da raiz, em comparação aos tratamentos com biocarvão de bagaço de laranja. Essa diferença entre os tratamentos está relacionada com a quantidade de sais presentes no solo, pois os que tiveram a aplicação do biocarvão de laranja (BL e BLG) foram os que proporcionaram menor lixiviação dos sais. Além disso, a análise visual das colunas do solo (Figura 13) mostrou melhor agregação e distribuição de macro e microagregados no solo tratado com biocarvões de bagaço de cana e sabugo de milho, o que provavelmente favoreceu a aeração do solo, o fluxo de água e o desenvolvimento das raízes.

Ademais, nos outros tratamentos, onde a lixiviação não foi efetiva, há a possibilidade de ter ocorrido efeito tóxico relacionado à presença de excesso de íons no solo salinizado, como o Na^+ e o Cl^- , que diminuem a taxa de assimilação metabólica e a atividade de enzimas responsáveis pela respiração e fotossíntese, com comprometimento da obtenção de energia para o crescimento e diferenciação das células em tecidos (TAIZ; ZEIGER, 2013).

Figura 24 – Plantas de milho-verde (*Zea mays* L.) após o cultivo em solo salinizado, tratado com diferentes tipos de biocarvão e gesso agrícola e submetido à lixiviação de sais. São Cristóvão, SE.



Conforme Gheyi *et al.* (2016), apesar das plantas de milho tolerarem uma CE_{es} da pasta saturada de até $1,7 \text{ dS m}^{-1}$ sem ocasionar perda na produção, uma CE_{es} na ordem de $15,0 \text{ dS m}^{-1}$ pode ocasionar uma redução de 50% do peso seco da parte aérea dessas plantas. Nas raízes, o mesmo grau de redução do peso seco é alcançado quando a CE_{es} atinge valores de $30,0 \text{ dS m}^{-1}$. Porém, esse efeito também pode depender do tipo de solo, da textura e do tipo predominante de mineral argila.

4.5.3. Avaliação do status nutricional das plantas

Como não houve desenvolvimento adequado das plantas nos tratamentos CTR e GE, não foi possível avaliar os parâmetros nutricionais porque as plantas não produziram matéria seca suficiente para que as análises fossem realizadas com o mínimo de repetições necessárias a fim de se efetuar a comparação entre os tratamentos. Portanto, as análises das concentrações de nutrientes na biomassa foram realizadas apenas nos demais tratamentos.

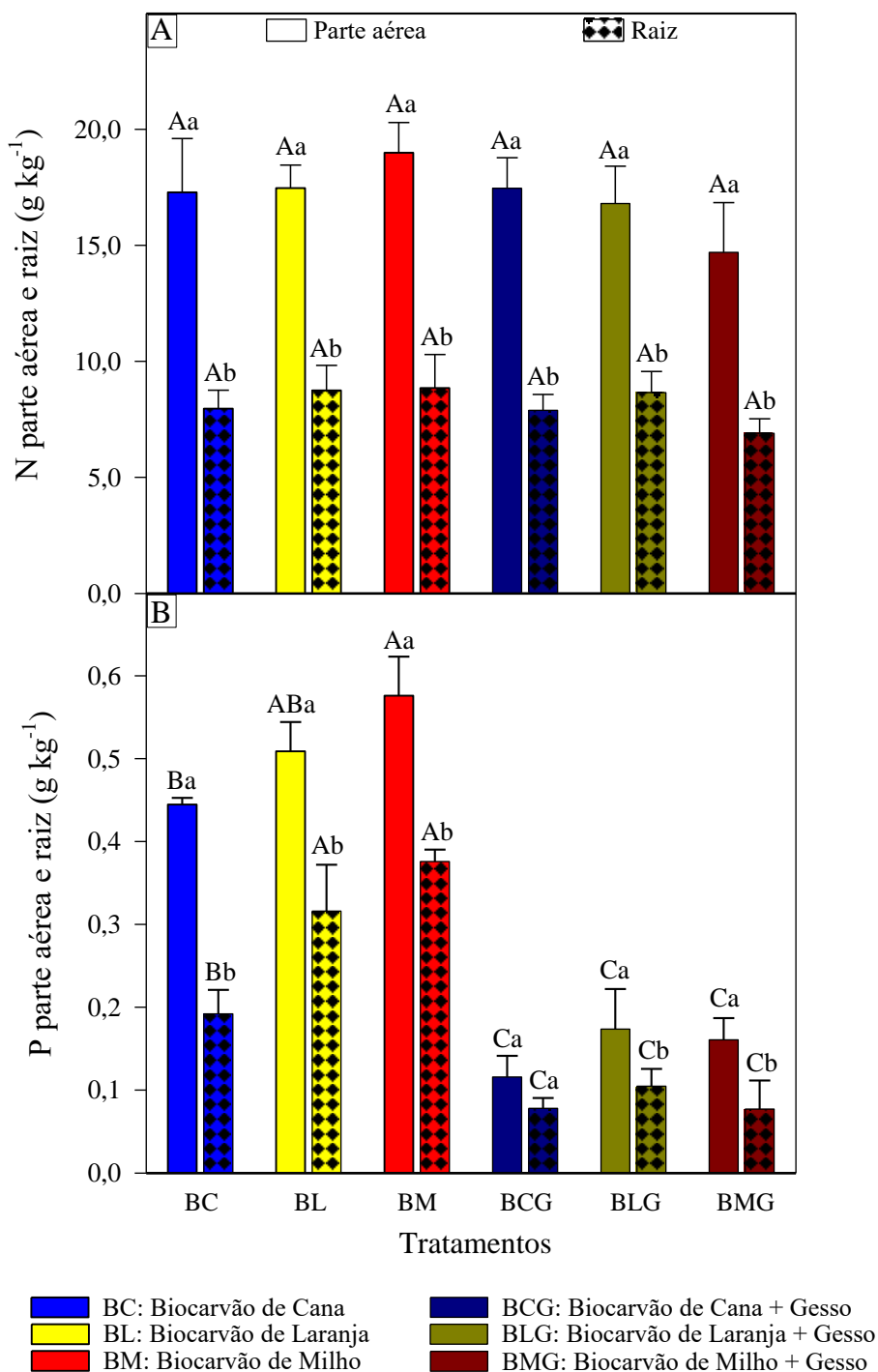
Assim, as concentrações de N e P na parte aérea e nas raízes das plantas de milho cultivadas nos tratamentos com biocarvão estão apresentadas na Figura 25-A e B, respectivamente.

Não ocorreram diferenças significativas na concentração de nitrogênio na parte aérea, que variou entre 14,71 e 18,99 g kg⁻¹, e na raiz, entre 6,90 e 8,85 g kg⁻¹ (Figura 25-A). Embora a quantificação da concentração de nitrogênio tenha sido realizada com toda a parte aérea das plantas, caules e folhas, os valores encontrados estão abaixo do teor foliar recomendado para a cultura, que é de 30 g kg⁻¹ (SOBRAL *et al.*, 2007), assim como nos teores das raízes que estão abaixo dos valores encontrados por Santos *et al.* (2010) e Carvalho, Von Pinho e Davide (2012), que estavam entre 13,13 e 16,80 g kg⁻¹. O excesso de sais interfere na absorção do nitrogênio, em especial quando na forma de nitrato, em razão da competição iônica e na redução de sua assimilação pelo decréscimo no fluxo de seiva xilemática para a parte aérea (ARAGÃO *et al.*, 2010).

Como os tratamentos foram estatisticamente semelhantes no teor de nitrogênio, mesmo havendo diferenças nos teores de sais entre eles, a adubação nitrogenada, no momento da semeadura e quando as plantas alcançaram a fase V4, pode ter sido capaz de amenizar os efeitos nocivos da salinidade de maneira a não impedir a absorção de nitrogênio nos tratamentos onde a CE era mais elevada, como também na sua translocação para a parte aérea da planta, já que a concentração de nitrogênio na parte aérea foi superior à da raiz em todos os tratamentos (FEIJÃO *et al.*, 2011), um padrão normal para esse elemento em plantas.

Existem ainda relatos na literatura sobre a influência do biocarvão na absorção de N pelas plantas, o que pode explicar também os baixos resultados encontrados neste estudo. Rajkovich *et al.* (2012) ao testar biocarvões provenientes de 08 diferentes tipos de materiais de origem (palha de milho, cascas de avelã, cascas de madeira de carvalho, cascas de madeira de pinus, esterco bovino, restos de comida, resíduos de fábricas de papel e cama de frango), produzidos em 04 temperaturas diferentes (300, 400, 500 e 600 °C) e aplicados em 04 dosagens (2,6, 6,5, 26,0 e 91,0 Mg ha⁻¹) na concentração de nitrogênio nas plantas de milho com 46 dias após a semeadura, verificaram que, embora os biocarvões tenham elevada estabilidade, uma pequena porção pode ser mineralizável em um curto período de tempo e com isso há a imobilização do nitrogênio pelos micro-organismos nas dosagens mais elevadas e o aumento da temperatura da pirólise aumenta a relação C:N. Assim, esses dois fatores contribuíram para a redução da concentração de nitrogênio nas plantas.

Figura 25 – Concentração de nitrogênio (A) e de fósforo (B) na parte aérea e nas raízes das plantas de milho-verde (*Zea mays* L.) cultivadas em solo salinizado, tratado com biocarvão e lixiviado. São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na comparação entre a parte aérea e raízes no mesmo tratamento, e maiúsculas, em cada parte da planta entre tratamentos diferentes, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Em contraste ao que ocorreu com as concentrações de N nas plantas de milho, as concentrações de P foram significativamente influenciadas pelos tratamentos com biocarvão

(Figura 24-B). A aplicação de biocarvão sem gesso resultou em maiores concentrações de P tanto na parte aérea ($0,45 - 0,58 \text{ g kg}^{-1}$) quanto na raiz ($0,19 - 0,39 \text{ g kg}^{-1}$), enquanto os tratamentos com biocarvão + gesso reduziram as concentrações de P na parte aérea ($0,12 - 0,19 \text{ g kg}^{-1}$) e na raiz ($0,09 - 0,10 \text{ g kg}^{-1}$). A presença de biocarvão não afetou a distribuição de P entre parte aérea e raiz, com maiores concentrações encontradas na parte aérea.

Os teores de fósforo na parte aérea das plantas de milho-verde (Figura 25-B) também se encontram bem abaixo dos valores normalmente encontrados na faixa de adequação ($2,2 \text{ g kg}^{-1}$) conforme Sobral *et al.* (2007). Na Tabela 12 estão apresentados os dados de P no solo pela extração com Mehlich-1 e leitura no espectrofotômetro no comprimento de onda de 660 nm (SILVA, 2009). Nela é possível verificar que os valores estão acima do que é considerado como alto por Sobral *et al.* (2007). No entanto, a presença de P em quantidade elevada não proporcionou valores mais elevados de fósforo nas plantas.

É possível verificar que os tratamentos com gesso (BCG, BLG e BMG) apresentam maiores concentrações de P no solo, porém as concentrações na planta estão inferiores às demais. Um fator que possivelmente influenciou na redução da absorção de P pelas plantas, principalmente nos tratamentos com gesso, foi a presença de cálcio em grande quantidade no solo, pois isso pode ter levado à formação de compostos de baixa solubilidade, a exemplo dos fosfatos tricálcicos, o que reduziu a disponibilidade de P para as plantas. Além disso, em solos com o pH acima de 7,0, pode ocorrer a fixação do fósforo pelas argilas silicatadas e pelas partículas de carbonato de cálcio (MALAVOLTA, 2006; SILVA, 2008).

Nos tratamentos com aplicação de gesso, além do pH estar elevado, ainda ocorreu um acréscimo de Ca^{2+} que pode ter indisponibilizado ainda mais o fósforo em relação aos tratamentos onde o gesso não foi aplicado. Como o extrator de Mehlich-1 extrai predominantemente o fósforo ligado ao cálcio, é possível que a quantificação do P no solo esteja superestimada, dada a possível indisponibilidade desse elemento no ambiente estudado (SILVA, 2008).

Conforme Raij (2004), o uso indiscriminado da metodologia com extrator de Mehlich-1 em solos das regiões semiárida do Nordeste pode induzir interpretações equivocadas pela sensibilidade do método a formas do P ligado ao Ca. Assim, o manejo do P e a quantificação da sua fração lábil no solo em áreas afetadas por sais precisam ser melhor investigados para que estratégias alternativas sejam adotadas a fim evitar uma subdosagem de P, que por ser um elemento essencial para as plantas, afeta a produtividade econômica dos cultivos agrícolas. Além disso, aplicações excessivas de P podem causar sérios problemas ambientais relacionados à eutrofização dos recursos hídricos.

Tabela 12 – Teores de fósforo extraível no solo. São Cristóvão, SE.

Tratamento	Fósforo no solo (mg dm ⁻³)
Controle (CTR)	29,40 d
Biocarvão de Cana (BC)	39,10 cd
Biocarvão de Laranja (BL)	39,77 cd
Biocarvão de Milho (BM)	45,40 bc
Gesso (GE)	52,31 ab
Biocarvão de Cana + Gesso (BCG)	52,09 ab
Biocarvão de Laranja + Gesso (BLG)	60,54 a
Biocarvão de Milho + Gesso (BMG)	58,85 a
C.V. (%)	7,87

*Médias seguidas pelas mesmas letras nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

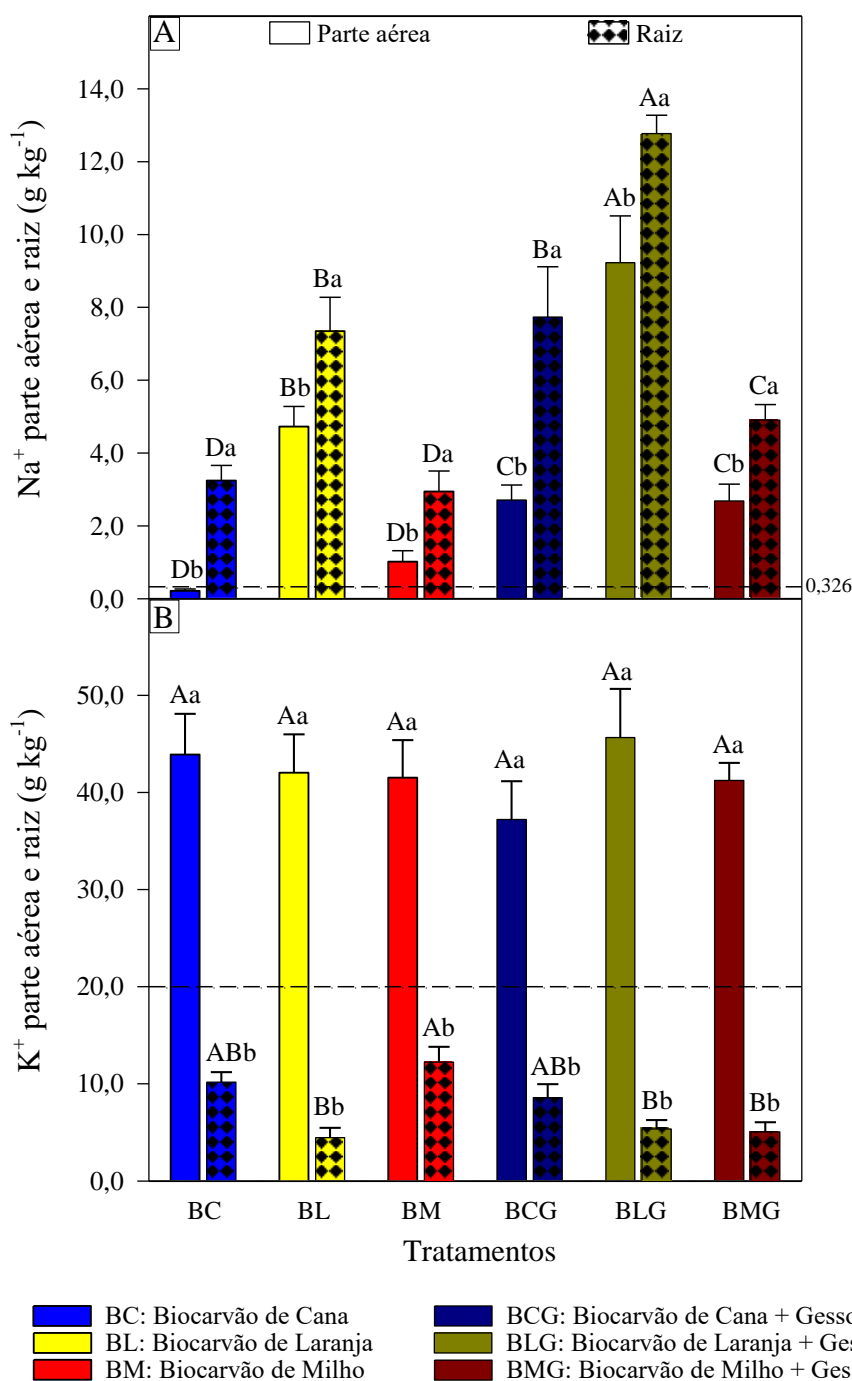
Em relação à interferência da salinidade na absorção de fósforo pelas plantas, de acordo com Ferreira *et al.* (2007), níveis elevados de NaCl contribuem para a redução da solubilidade e, conseqüentemente, para o aumento da adsorção do fosfato às partículas do solo, ocasionando diminuição da concentração de P nos tecidos foliares. Os mesmos autores evidenciaram que o aumento dos teores de Cl⁻ nos tecidos foliares provoca uma diminuição progressiva do fósforo em decorrência do efeito antagônico entre os íons. Outro fator que pode ter contribuído para o baixo teor de fósforo nas plantas pode ter sido a própria presença dos biocarvões.

De acordo com Xu *et al.* (2016), os biocarvões podem diminuir a disponibilidade de fósforo em solos salino-sódicos por ocasionar a sorção e/ou precipitação dos fosfatos em ambientes alcalinos. Para Farrell *et al.* (2014), a aplicação de biocarvão em solos alcalinos tem pouca utilidade a curto prazo, tendo em vista que um dos seus principais potenciais, o de neutralizar a acidez do solo, é perdido além de ocasionar a diminuição das frações lábeis do fósforo.

As concentrações de Na⁺ e K⁺ na parte aérea e nas raízes das plantas de milho estão apresentadas na Figura 26-A e B, respectivamente. De acordo com ZAMBOLIM, VENTURA e ZANÃO JÚNIOR (2012), o sódio é um elemento móvel nas plantas e seus teores podem variar de 0,01 a 35 g kg⁻¹. Para Malavolta (2006), esses teores podem variar de 0,127 a 2,825 g kg⁻¹ nas plantas pertencentes à família *Poaceae*, com uma média de 0,326 g kg⁻¹. As concentrações de Na⁺ determinadas na parte aérea (0,20 – 9,0 g kg⁻¹) e na raiz (3,0 – 13,0 g kg⁻¹) estão acima das concentrações normalmente encontradas nas plantas dessa família (0,326 g kg⁻¹).

Houve diferenças significativas entre os tratamentos, tanto na parte aérea quanto nas raízes, e ao contrário da distribuição dos macronutrientes N, P e K, as maiores concentrações de Na⁺ foram encontradas nas raízes, um padrão em acordo com a distribuição de elementos tóxicos às plantas.

Figura 26 – Concentração de sódio (A) e de potássio (B) na parte aérea e nas raízes das plantas de milho-verde (*Zea mays* L.) cultivadas em solo salinizado, tratado com biocarvão e lixiviado. São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na comparação entre a parte aérea e raízes no mesmo tratamento, e maiúsculas, em cada parte da planta entre tratamentos diferentes, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Na parte aérea, as maiores concentrações de Na⁺ foram encontradas nos tratamentos BL e BLG. De fato, a presença de gesso estimulou o aumento da absorção de Na⁺ pelas plantas, tanto na parte aérea como na raiz. Os tratamentos BC e BM resultaram em menores

concentrações de Na^+ nas plantas. Analisando os dados presentes na Figura 26-A, verifica-se que apenas a parte aérea do tratamento BC apresentou concentração inferior ao valor médio proposto por Malavolta (2006), mas sem diferir significativamente da parte aérea do tratamento BM. Percebe-se que os tratamentos onde o solo possui maior CE_{es} e maior concentração de sódio no extrato da pasta saturada e no solo foram os que apresentaram maiores valores de Na^+ , tanto na parte aérea quanto na raiz.

Diversos trabalhos (AZEVEDO NETO; TABOSA, 2000b; GARCIA *et al.* 2007; FREITAS, 2013; PANDOLFI *et al.* 2016) relatam que o aumento do conteúdo de sódio na solução nutritiva ou no solo geram aumentos na planta, principalmente na raiz. O íon Na^+ penetra passivamente nas raízes, sendo que em plantas halófitas, como a *Atriplex* sp., os íons são acumulados em glândulas de sal localizadas na superfície da folha. Já em plantas sensíveis ao sal, como o milho, suas raízes tentam impedir o transporte do sódio para os meristemas da parte aérea e folhas através do acúmulo nos vacúolos das células radiculares ou pela extrusão ativa para a solução do solo (TAIZ; ZEIGER, 2013).

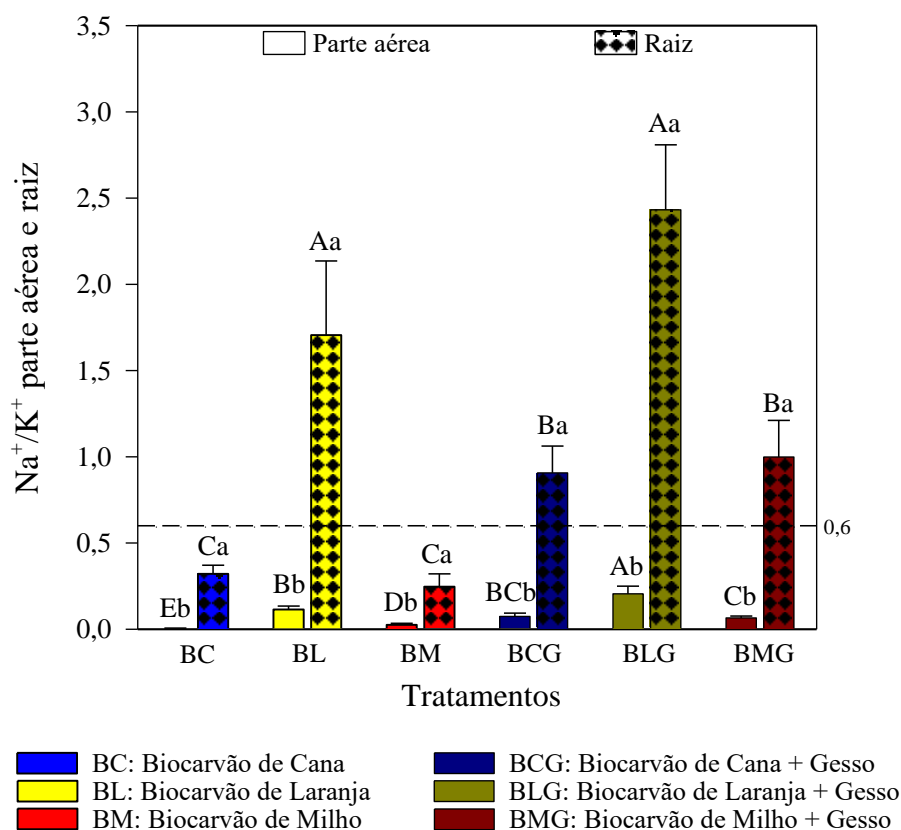
As concentrações de K^+ na parte aérea foram semelhantes entre os tratamentos e variaram de 37,22 – 45,67 g kg⁻¹, valores superiores aos normalmente encontrados nas plantas de milho (20 g kg⁻¹), de acordo com Sobral *et al.* (2007). Porém, houve efeito dos tratamentos na concentração de K^+ nas raízes (4,47 – 12,24 g kg⁻¹), onde maiores valores foram verificados no BM e os menores nos tratamentos BL, BLG e BMG. Maiores concentrações de K^+ foram encontradas na parte aérea, seguindo a tendência normal de distribuição desse elemento nas plantas.

Desta maneira, verifica-se que o elevado conteúdo de K^+ no solo (Figura 20-D) excedeu a demanda das plantas pelo íon. Por ser um nutriente móvel na planta e essencial para o controle do movimento dos estômatos nas folhas, não ocorreram interferências na translocação do K^+ para a parte aérea das plantas, tendo em vista que em todos os tratamentos a concentração de potássio nas raízes foram inferiores ao da parte aérea.

A relação entre a concentração do sódio com a do potássio nos tecidos vegetais é uma variável importante no estudo nutricional do milho em situação de estresse salino, pois pode ser utilizado como um índice para o grau de toxicidade do sódio nas plantas. Quando essa relação é mantida a valores de até 0,6; é observada uma ótima eficiência metabólica em plantas glicófitas (GREENWAY; MUNNS, 1980). Mas, quando essa relação alcança valores elevados, o excesso de íons de Na^+ pode causar prejuízos às plantas pela sua toxicidade e pela inibição da absorção do K^+ .

Na Figura 27 estão expressos os valores da relação sódio/potássio na parte aérea e nas raízes das plantas de milho-verde. Verifica-se que a relação Na^+/K^+ na parte aérea de todos os tratamentos permaneceu abaixo de 0,6 o que pode indicar uma eficiência das plantas em diminuir a translocação do Na^+ para os tecidos fotossintetizadores, assim como a elevada concentração de K^+ no solo, que favoreceu sua absorção e reduziu os valores da relação.

Figura 27 – Relação Sódio/Potássio (Na^+/K^+) na parte aérea e raiz das plantas de milho-verde (*Zea mays* L.) cultivadas em solo salinizado, tratado com biocarvão e lixiviado. São Cristóvão, SE.



*Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas, na comparação entre a parte aérea e raízes no mesmo tratamento, e maiúsculas, em cada parte da planta entre tratamentos diferentes, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Nas raízes, percebe-se uma inversão na razão Na^+/K^+ , já que há um acúmulo de sódio nos tecidos desse órgão a fim de evitar a toxicidade da parte aérea e de promover a extrusão do íon Na^+ para o solo. Observa-se que nos tratamentos BC e BM, a relação ficou abaixo de 0,6; já nos tratamentos BCG e BMG, a relação chegou a valores próximos a 1,0; sendo que o BL foi superior a 1,5 e no BLG alcançou 2,5. Assim, a aplicação de gesso junto com o biocarvão no solo aumentou a relação Na^+/K^+ nas raízes em relação aos tratamentos com aplicação apenas do biocarvão.

Os dados das bases no solo (Figura 20), como também da PST (Figura 21) explicam os maiores valores da relação Na^+/K^+ nesses tratamentos, pois onde a concentração de Na^+ era superior, refletiu em um acúmulo de mais sódio nas raízes e, conseqüentemente, uma concentração inferior de K^+ devido à inibição iônica entre eles. Os trabalhos de Azevedo Neto e Tabosa (2000b), Garcia *et al.* (2007), Barbosa (2010) e Gomes *et al.* (2011) demonstram justamente que onde ocorre uma maior concentração de Na^+ há uma redução na concentração de K^+ , sendo que, quando há um incremento na salinidade do solo, essa relação tende a aumentar, em decorrência da perda da integridade das membranas no tecidos radicular, que reduz a seletividade dos íons K^+ , podendo ocasionar num desequilíbrio nutricional na planta que reflete em menor crescimento vegetativo e no acúmulo de matéria seca.

5. CONCLUSÕES

1. Os biocarvões promoveram maior lixiviação dos sais com consequente redução da salinidade do solo. No entanto, não houve redução no volume de água necessário para a lixiviação dos sais;
2. O biocarvão de bagaço de cana necessitou de um volume menor de água para a remediação do Luvisolo Crômico salino-sódico em comparação ao biocarvão de sabugo de milho;
3. Embora tenha promovido uma drenagem mais rápida, o gesso não foi eficiente na remediação da salinidade desse solo;
4. Não ocorreram efeitos sinérgicos entre o gesso e os biocarvões, os quais foram mais eficientes quando aplicados sem gesso;
5. Os biocarvões de bagaço de cana e de sabugo de milho, aplicados individualmente, reduziram a CE, o PST e a RAS do Luvisolo Crômico salino-sódico a níveis considerados normais, sendo eficientes na sua remediação;
6. Os biocarvões de bagaço de cana e de sabugo de milho favoreceram o crescimento e o aumento da matéria seca das plantas de milho, além de melhorar o estado nutricional pelo menor acúmulo de sódio na parte aérea e raízes.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBAS, A.; KHAN, S.; HUSSAIN, N.; HANJRA, M. A.; AKBAR, S. Characterizing soil salinity in irrigated agriculture using a remote sensing approach. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 55-57, p. 43-52, 2013.
- ABDELHAFEZ, A. A.; LI, J.; ABBAS, M. H. H. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. **Chemosphere**, v. 117, p. 66-71, 2014.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Carvão Vegetal - Análise Imediata**. NBR-8112 (MB1857), 1986.
- AGUIAR NETTO, A. O.; GOMES, C. C. S.; LINS, C. C. V.; BARROS, A. C.; CAMPECHE, L. F. S. M.; BLANCO, F. F. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, SE, Brasil. **Ciência Rural**. v. 37. p. 1640-1645. 2007.
- AGUIAR NETTO, A. O.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS, J. A.; SANTOS, R. R. S.; NUNES, F. M. O. Águas do São Francisco. In: AGUIAR NETTO, A. O.; SANTANA, N. R. F. **Contexto Socioambiental das Águas do Rio São Francisco**. São Cristóvão-SE: Editora UFS, 2015. Cap. 1, p. 342.
- AHMAD, S.; GHAFOR, A.; AKHTAR, M. E.; KAN, M. Z. Implications of gypsum rate to optimize hydraulic conductivity for variable-texture saline-sodic soils reclamation. **Land Degradation & Development**, v. 27, p. 550-560, 2016.
- ALLING, V.; HALE, S. E.; MARTINSEN, V.; MULDER, J.; SMEBYE, A.; BREEDVELD, G. D.; CORNELISSEN, G. The role of biochar in retaining nutrients in amended tropical soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, p. 671-680, 2014.
- ALMEIDA, R. N. **Itinerantes rurais: A sustentabilidade das famílias pluriativas**. 2015. 212 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2015.
- ALVAREZ-CAMPOS, O.; LANG, T. A.; BHADHA, J. H.; McCRAY, J. M.; GLAZ, B.; DAROUB, S. H. Biochar and mill ash improve yields of sugarcane on a sand soil in Florida. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 253, p. 122-130, 2018.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 86 p. 2017.
- ANIKWE, M. A. N.; EZE, J. C.; IBUDIALO, A. N. Influence of lime and gypsum application on soil properties and yield of cassava (*Manihot esculenta* Crantz.) in a degraded Ultisol in Agbani, Enugu Southeastern Nigeria. **Soil & Tillage Research**, v. 158, p. 32-38, 2016.
- ARAGÃO, R. M.; SILVEIRA, J. A. G.; SILVA, E. N.; LOBO, A. K. M.; DUTRA, A. T. B. Absorção, fluxo no xilema e assimilação do nitrato em feijão-caupi submetido à salinidade. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 41, p. 100-106, 2010.

AZEVEDO NETO, A. D.; TABOSA, J. N. Estresse salino em plântulas de milho: Parte I Análise do crescimento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v 4, p. 159-164, 2000a.

AZEVEDO NETO, A. D.; TABOSA, J. N. Estresse salino em plântulas de milho: Parte II Distribuição dos macronutrientes catiônicos e suas relações com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v 4, p. 159-164, 2000b.

BARBOSA, F. S. **Acúmulo de sais no solo, produtividade e teores de íons no milho irrigado com águas salinas de forme contínua ou alternada**. 2010. 62 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2010.

BARROS, M. F. C.; FONTES, M. P. F.; ALVAREZ, V. H.; RUIZ, H. A. Aplicação de gesso e calcário na recuperação de solos salino-sódicos do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 320-326, 2005.

BASS, A. M.; BIRD, M. I.; KAY, G.; MUIRHEAD, B. Soil properties, greenhouse gas emissions and crop yield under compost, biochar and co-composted biochar in two tropical agronomic systems. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 459-470, 2016.

BIRZER, C.; MEDWELL, P.; WILKEY, J.; WESR, T.; HIGGINS, M.; MacFARLANE, G.; READ, M. An analysis of combustion from a top-lit up-draft (TLUD) cookstove. **Journal of Humanitarian Engineering**, v. 2, p. 1-8, 2013.

CABRAL, M. R.; NAKANISHI, E. Y.; SANTOS, V.; PALACIOSN J. H.; GODBOUT, S.; SAVASTANO JÚNIOR, H.; FIORELLI, J. Evaluation of pre-treatment efficiency on sugarcane bagasse fibers for the production of cement composites. **Archives of Civil and Mechanical Engineering**, v. 18, p. 1092-1102, 2018.

CAIXETA, M. R.; CARVALHO, S. J. P.; COLPA, P. C.; ANDRADE, M. D.; SANTOS, B. R. Soil microbial activity and hairy beggarticks' germination after application of crude glycerin. **Revista Ceres**, v. 64, p. 151-158, 2017.

CALLAGHAN, M. V.; HEAD, F. A.; CEY, E. E.; BENTLEY, L. R. Salt leaching in fine-grained, macroporous soil: Negative effects of excessive matrix saturation. **Agricultural Water Management**, v. 181, p. 73-84, 2017.

CARVALHO, L. M. D.; CARVALHO, H. W. L.; SOARES FILHO, W. S.; MARTINS, C. R.; PASSOS, O. P. Porta-enxertos promissores, alternativos ao limoeiro 'Cravo', nos Tabuleiros Costeiros de Sergipe. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 132-141, 2016.

CARVALHO, M. N.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 5ª Ed. Jaboticabal - SP: FUNEP, 2012. 590 p.

CARVALHO, R. P.; VON PINHO, R. G.; DAVIDE, L. M. C. Eficiência de cultivares de milho na absorção e uso de nitrogênio em ambiente de casa de vegetação. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, p. 2125-2136, 2012.

CASTRO, R. D.; BRADFORD, K. J.; HILHORST, H. W. M. Embebição e reativação do metabolismo. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. **Germinação: Do básico ao aplicado**. Porto Alegre-RS: Artmed, 2004. Cap. 9, p. 149-162.

CAVALCANTI, E. P.; SILVA, V. D. P. R.; SOUSA, F. D. A. S. D. Programa computacional para a estimativa da temperatura do ar para a Região Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, p. 140–147, 2006.

CHAGANTI, V. N.; CROHN, D. M. Evaluating the relative contribution of physiochemical and biological factors in ameliorating a saline–sodic soil amended with composts and biochar and leached with reclaimed water. **Geoderma**, v. 259-260, p. 45-55, 2015.

CHAGANTI, V. N.; CROHN, D. M.; SIMUNEK, J. Leaching and reclamation of a biochar and compost amended saline–sodic soil with moderate SAR reclaimed water. **Agricultural Water Management**. v. 158. p. 255-265. 2015.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar – Safra 2018/2019**. Brasília: Conab. v. 5. n. 2. 86 p. 2018a.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos – Safra 2017/2018**. Brasília: Conab. v. 12. 148 p. 2018b.

CONUS, L. A.; CARDOSO, P. C.; VENTUROSIO, L. R.; SCALON, S. P. Q. Germinação de sementes e vigor de plântulas de milho submetidas ao estresse salino induzido por diferentes sais. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 31, p. 67-74, 2009.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação (Conceitos básicos e práticas)**. Petrolina-PE: Embrapa Semi-Árido, 2001, 32 p.

COSTA, A. M. **Perfil social e agrícola do perímetro irrigado Califórnia – Sergipe**. 2015. 76 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2015.

DALIAKOPOULOS, I. N.; TSANIS, I. K.; KOUTROULIS, A.; KOURGIALAS, N. N.; VAROUCHAKIS, A. E.; KARATZAS, G. P.; RITSEMA, C. J. The threat of soil salinity: A European scale review. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 727-739, 2016.

DANISH, S.; YOUNIS, U.; NASREEN, S.; AKHTAR, N.; EHSANULLAH, M.; IQBAL, M. T. Biochar consequences on cations and anions of sandy soil. **Journal of Biodiversity and Environmental Sciences**, v. 6, p. 121-131, 2015.

EMBRAPA, E. B. D. P. A. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª. ed. rev. e ampl. Brasília-DF: EMBRAPA, 2017. p. 574.

FAO e ITPS. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. **Status of the World's Soil Resources (SWSR)**. Roma, Itália, 2015, p. 648.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAOSTAT: FAO Statistical Databases**, 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Acesso em 08 mai 2018.

FARRELL, M.; MACDONALD, L. M.; BUTLER, G.; CHIRINO-VALLE, I.; CONDRON, L. M. Biochar and fertiliser applications influence phosphorus fractionation and wheat yield. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, p. 169-178, 2014.

FEIJÃO, A. R.; MARQUES, E. C.; SILVA, J. C. B.; LACERDA, C. F.; PRISCO, J. T.; GOMES-FILHO, E. Nitrato modula os teores de cloreto e compostos nitrogenados em plantas de milho submetidas à salinidade. **Bragantia**, v. 72, p. 10-19, 2013.

FEIJÃO, A. R.; SILVA, J. C. B.; MARQUES, E. C.; PRISCO, J. T.; GOMES-FILHO, E. Efeito da nutrição de nitrato na tolerância de plantas de sorgo sudão à salinidade. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, p. 675-683, 2011.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. **ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Portuguese)**. R package version 1.2.0, 2018. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>>. Acesso em: 06 mai 2019.

FERREIRA, P. A.; GARCIA, G. O.; NEVES, J. C. L.; MIRANDA, G. V.; SANTOS, D. B. Produção relativa do milho e teores folheares de nitrogênio, fósforo, enxofre e cloro em função da salinidade do solo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, p. 7-16, 2007.

FERREIRA, P. A.; SILVA, J. B. L. D.; RUIZ, H. A. Aspectos físicos e químicos de solos em regiões áridas e semiáridas. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. 2ª. ed. Fortaleza-CE: INCTSal, 2016. Cap. 3, p. 504.

FREIRE, M. B. G. S.; PESSOA, L. G. M.; GHEYI, H. R. Métodos de análises químicas para solos salinos. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. 2ª. ed. Fortaleza-CE: INCTSal, 2016. Cap. 10, p. 504.

FREITAS, P. A. F. **Aplicação foliar de prolina como meio de minorar os efeitos do estresse salino em plantas de milho**. 2013. 111 f. Dissertação (Mestrado em Bioquímica) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2013.

GARCIA, G. O.; FERREIRA, P. A.; MIRANDA, G. V.; NEVES, J. C. L.; MORAES, W. B.; SANTOS, F. B. Teores foliares dos macronutrientes catiônicos e suas relações com o sódio em plantas de milho sob estresse salino. **IDESIA**, v. 25, p. 93-106, 2007.

GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. 2ª. ed. Fortaleza-CE: INCTSal, 2016, 530 p.

GOMES, K. R.; AMORIM, A. V.; FERREIRA, F. J.; FILHO, F. L. A.; LACERDA, C. F.; GOMES-FILHO, E. Respostas de crescimento e fisiologia do milho submetido a estresse salino com diferentes espaçamentos de cultivo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 365-370, 2011.

GONZAGA, M. I. S.; MACKOWIAK, C.; ALMEIDA, A. Q.; CARVALHO JÚNIOR, J. I. T.; ANDRADE, K. R. Positive and negative effects of biochar from coconut husks, orange bagasse and pine wood chips on maize (*Zea mays* L.) growth and nutrition. **Catena**, v. 162, p. 414-420, 2018a.

GONZAGA, M. I. S.; MACKOWIAK, C.; ALMEIDA, A. Q.; WISNIEWSKI JR., A.; SOUZA, D. F.; LIMA, I. S.; JESUS, A. N. Assessing biochar applications and repeated *Brassica juncea* L. production cycles to remediate Cu contaminated soil. **Chemosphere**, v. 201, p. 278-285, 2018b.

GORDIN, C. R. B.; MARQUES, R. F.; MASETTO, T. E.; SOUZA, L. C. F. Estresse salino na germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de niger (*Guizotia abyssinica* (L.f.) Cass.). **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, p. 966-972, 2012.

GOUVEIA, L. G. T.; FARIAS, I. S.; RAMOS, L. C.; SILVA, D. P.; RUZENE, D. S. Perspectivas e aplicações de resíduos agroindustriais/agrícolas na obtenção de produtos de maior valor de mercado. In: Simpósio de Engenharia de Produção de Sergipe, 7., 2015, São Cristóvão/SE. **Anais eletrônicos**. São Cristóvão: VII SIMPROD, 2015. Disponível em: <<https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/8068/2/ResiduosAgroindustriaisValorMercado.pdf>>. Acesso em 12 nov. 2018.

GREENWAY, H.; MUNNS, R. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 31, p. 149-190, 1980.

GÜNAL, E.; ERDEM, H.; ÇELİK, İ. Effects of three different biochars amendment on water retention of silty loam and loamy soils. **Agricultural Water Management**, v. 208, p. 232–244, 2018.

HIDRI, R.; BAREA, J. M.; MAGMOUD, O. M. B.; ABDELLY, C.; AZCÓN, R. Impact of microbial inoculation on biomass accumulation by *Sulla carnosa* provenances, and in regulating nutrition, physiological and antioxidant activities of this species under non-saline and saline conditions. **Journal of Plant Physiology**, v. 201, p. 28-41, 2016.

HOLANDA, A. C. D.; SANTOS, R. V.; SOUTO, J. S.; ALVES, A. R. Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em ambientes degradados por sais. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 1, p. 39-50, 2007.

HOLANDA, F. S. R.; PEDROTTI, A.; AGUIAR, J. F.; SANTOS, V. P. Sistema de Manejo de água e solo como tecnologias de prevenção da salinização e reabilitação de solos salinizados, no Perímetro Hidroagrícola do Califórnia-Semi-árido Sergipano. In: Seminário de Pesquisa FAP-SE, 2., 2003, São Cristóvão/SE. **Anais eletrônicos**. São Cristóvão: FAPITEC/SE, 2003. Disponível em< <http://fapitec.se.gov.br/?q=documento/sistema-de-manejo-de-%C3%A1gua-e-solo-como-tecnologias-de-preven%C3%A7%C3%A3o-da-saliniza%C3%A7%C3%A3o-e-reabilita%C3%A7%C3%A3o>>. Acesso em 02 nov. 2018.

HOLANDA, J. S.; AMORIM, J. R. A.; FERREIRA NETO, M.; HOLANDA, A. C.; SÁ, F. V. S. Qualidade da Água para irrigação. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. 2ª. ed. Fortaleza-CE: INCTSal, 2016. Cap. 4, p. 35-50.

HUANG, J.; SUBASINGHE, R.; MALIK, R. S.; TRIANTAFILIS, J. Salinity hazard and risk mapping of point source salinisation using proximally sensed electromagnetic instruments. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 113, p. 213-224, 2015.

IBI, International Biochar Initiative. **Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil**. Versão 2.1, 2015, 61 p.

INAGAKI, T. M.; SÁ, J. C. M.; CAIRES, E. F.; GONÇALVES, D. R. P. Why does carbon increase in highly weathered soil under no-till upon lime and gypsum use? **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 523–532, 2017.

IVUSHKIN, K.; BARTHOLOMEUS, H.; BREGT, A. K.; PULATOV, A.; BUI, E., N.; WILFORD, J. Soil salinity assessment through satellite thermography for different irrigated and rainfed crops. **Int J Appl Earth Obs Geoinformation**, v. 68, p. 230-237, 2018.

JEFFERY, S.; ABALOS, D.; PRODANA, M.; BASTOS, A. C.; VAN GROENIGEN, J. W.; HUNGATE, B. A.; VERHEIJEN, F. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. **Environmental Research Letters**, v. 12, p. 1-6, 2017.

KANTHLE, A. K.; LENKA, N. K.; LENKA, S.; TEDIA, K. Biochar impact on nitrate leaching as influenced by native soil organic carbon in an Inceptisol of central India. **Soil & Tillage Research**, v. 157, p. 65-72, 2016.

KIM, Y-J; CHOO, B-K; CHO, J-Y. Effect of gypsum and rice straw compost application on improvements of soil quality during desalination of reclaimed coastal tideland soils: Ten years of long-term experiments. **Catena**, v. 156, p. 131-138, 2017.

KUPPUSAMY, S.; THAVAMANI, P.; MEGHARAJ, M.; VENKATESWARLU, K.; NAIDU, R. Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions. **Environment International**, v. 87, p. 1-12, 2016.

LEHMANN, J.; KUZYAKOV, Y.; PAN, G.; OK, Y. S. Biochars and the plant-soil interface. **Plant Soil**, v. 395, p. 1-5, 2015.

LEHMANN, J.; RILLIG, M. C.; THIES, J.; MASIELLO, C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota - A review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 43, p. 1812-1836, 2011.

LI, Y.; HAYNES, R. J.; CHANDRAWANA, I.; ZHOU, Y. F. Properties of seawater neutralized bauxite residues and changes in chemical, physical and microbial properties induced by additions of gypsum and organic matter. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 489-494, 2018.

LIMA, I. S. **Parâmetros físico-hídricos do solo, lixiviação de nutrientes e desenvolvimento do girassol (*Helianthus annuus* L) em Argissolo Amarelo tratado com biocarvão**. 2016. 79 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2016.

LIN, X. W.; XIE, Z. B.; ZHENG, J. Y.; LIU, Q.; BEI, Q. C.; ZHU, J. G. Effects of biochar application on greenhouse gas emissions, carbon sequestration and crop growth in coastal saline soil. **European Journal of Soil Science**, V. 66, P. 329-338, 2015.

LUCAS, A. A. T.; SANTOS, S. J. S.; AGUIAR NETTO, A. O.; SANTOS, J. A.; LIMA, I. S.; FARIAS, D. B. S. Soil salinity in irrigated perimeter Jacaré-Curituba – SE, Brazil. In: INOVAGRI – International Meeting, 3., 2015, Fortaleza/CE. **Anais eletrônicos**. Fortaleza: INOVAGRI, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.12702/iii.inovagri.2015-a281>>. Acesso em 10 nov. 2018.

LUO, S.; WANG, S.; TIAN, L.; SHI, S.; XU, S.; YANG, F.; LI, X.; WANG, Z.; TIAN, C. Aggregate-related changes in soil microbial communities under different ameliorant applications in saline-sodic soils. **Geoderma**, v. 329, p. 108-117, 2018.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo-SP: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638 p.

MARCHUK, A. **Effect of cations on structural stability of salt-affected soils**. 2013. 153 f. Tese (Doutorado em Soil Science) – School of Agriculture, Food and Wine, University of Adelaide, Austrália, 2013.

MARTINS, C. C. **Biochar, composto orgânico e potássio nas características químicas e lixiviação de nutrientes em Espodossolo e no cultivo de mucuna preta e moringa**. 2018. 126 f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 2018.

MASSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2^a ed. London: Academic Press, 1998. 889 p.

McKENNA, B. A.; KOPITKE, P. M.; MACFARLANE, D. C.; DALZELL, S. A.; MENZIES, N. W. Changes in soil chemistry after the application of gypsum and sulfur and irrigation with coal seam water. **Geoderma**, v. 337, p. 782–791, 2019.

MICHALOVICZ, L.; MÜLLER, M. M. L.; FOLONI, J. S. S.; KAWAKAMI, J.; NASCIMENTO, R.; KRAMER, L. F. M. Soil fertility, nutrition and yield of maize and barley with gypsum application on soil surface in no-till. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1496-1505, 2014.

MIRANDA, M. T.; SEPÚLVEDA, F. J.; ARRANZ, J. I.; MONTERO, I.; ROJAS, C. V. Analysis of pelletizing from corn cob waste. **Journal of Environmental Management**. v. 228. p. 303-311. 2018.

MOTA NETO, L. V. D.; NOLLA, A.; CASTALDO, J. H.; OLIVEIRA, M. S.; SUZANO, G. S.; SORACE, M. Efeito residual da aplicação de calcário e doses de gesso agrícola. **Journal of Agronomic Sciences**, v. 6, p. 13-21, 2017.

NIE, C.; YANG, X.; NIAZI, N. K.; XU, X.; WEN, Y.; RINKLEBE, J.; OK, Y. S.; XU, S.; WANG, H. Impact of sugarcane bagasse-derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: A field study. **Chemosphere**. v. 200. p. 274-282. 2018.

NOVAK, J.; SIGUA, G.; WATTS, D.; CANTRELL, K.; SHUMALER, P.; SZOGI, A.; JOHNSON, M. G.; SPOKAS, K. Biochars impact on water infiltration and water quality through a compacted subsoil layer. **Chemosphere**, v. 142, p. 160-167, 2016.

OLIVEIRA, A. R. **A desertificação do alto sertão sergipano no contexto geográfico**. 2017. 233 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2017.

OLIVEIRA, E. A. P.; ZUCARELI, C.; PRETE, C. E. C.; ZAMUNER, D. Potencial osmótico do substrato na germinação de sementes e desenvolvimento inicial de plântulas de milho doce. **Agrária – Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, p. 477-482, 2014.

OLIVEIRA, F. M. C.; BORGES, L. E. O.; MELO, E. B.; BARROS, M. L. S. C. Características mineralógicas e cristalográficas da gipsita do Araripe. **Holos**, v. 5, p. 71-82, 2012.

OLIVEIRA, P. A. S. **Aspectos de solos salinizados e remediação no estado de Sergipe**. 2015. 91 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2015.

PANDOLFI, C.; AZZARELLO, E.; MANCUSO, S.; SHABALA, S. Acclimation improves salt stress tolerance in *Zea mays* plants. **Journal of Plant Physiology**, v. 201, p. 1-8, 2016.

PATEL, A. D.; BHENSDADIA, H.; PANDEY, A. N. Effect of salinisation of soil on growth, water status and general nutrient accumulation in seedlings of *Delonix regia* (Fabaceae). **Acta Ecologica Sinica**, v. 29, p. 109-115, 2009.

PAULETTI, V.; PIERRI, L.; RANZAN, T.; BARTH, G.; MOTTA, A. C. V. Efeitos em longo prazo da aplicação de gesso e calcário no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 495-505, 2014.

PEDROTTI, A.; CHAGAS, R. M.; RAMOS, V. C.; PRATA, A. P. N.; LUCAS, A. A. T.; SANTOS, P. B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, p. 1308-1324, 2015.

PEREIRA FILHO, I. A. **O cultivo do milho-verde**. Brasília-DF: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 204 p.

PESSOA NETO, J. A.; LIMA, J. F. M.; MIELEZRSKI, F.; REIS, S. S.; VERAS, M. S. Qualidade fisiológica de sementes de milho sob condições de estresse salino. **Cultura Agrônômica**, v. 25, p. 401-408, 2016.

PISINARAS, V.; TSIHRINTZIS, V. A.; PETALAS, C.; OUZOUNIS, K. Soil salinization in the agricultural lands of Rhodope District, northeastern Greece. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 79-94, 2010.

QADIR, M.; QURESHI, R. H.; AHMAD, N. Horizontal flushing: a promising ameliorative technology for hard saline-sodic and sodic soils. **Soil & Tillage Research**, v. 45, p. 119-131, 1998.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna – Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 06 mai 2019.

RAIJ, B van. Métodos de diagnose de fósforo no solo em uso no Brasil. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S. **Fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba-SP: Potafós, 2004, p. 563-582.

RAJKOVICH, S.; ENDERS, A.; HANLEY, K.; HYLAND, C.; ZIMMERMAN, A. R.; LEHMANN, J. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, p. 271-284, 2012.

RAMOS FILHO, E. D. S. A ação do estado na inserção do agrodiesel em Sergipe: Resistência e subordinação no assentamento Jacaré-Curituba. **Geonordeste**, v. Ano XXIV, n. Edição Especial dos 30 anos do NPGeo, p. 34, 2013.

RASOULI, F. POUYA, A. K.; KARIMIAN, N. Wheat yield and physico-chemical properties of a sodic soil from semi-arid area of Iran as affected by applied gypsum. **Geoderma**, v. 193-194, p. 246-255, 2013.

REGO, A. S. C.; VALIM, I. C.; VIEIRA, A. A. S.; VILANI, C.; SANTOS, B. F. Optimization of sugarcane bagasse pretreatment using alkaline hydrogen peroxide through ANN and ANFIS modelling. **Bioresource Technology**, v. 267, p. 634-641, 2018.

RIBEIRO, M. R.; FILHO, M. R. R.; JACOMINE, P. K. T. Origem e classificação dos solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados**. 2ª. ed. Fortaleza-CE: INCTSal, 2016. Cap. 2, p. 504.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. USDA Agricultural Handbook. Washington DC: US Department of Agriculture, p. 160. 1954. (60).

SÁ, F. V. S.; ARAUJO, J. L.; NOVAES, M. C.; SILVA, A. P.; PEREIRA, F. H. F.; LOPES, K. P. Crescimento inicial de arbóreas nativas em solo salino-sódico do nordeste brasileiro tratado com corretivos. **Revista Ceres**, v. 60, p. 388-396, 2013.

SÁ, F. V. S.; MESQUITA, E. F.; BERTINO, A. M. P.; COSTA, J. D.; ARAUJO, J. L. Influência do gesso e biofertilizante nos atributos químicos de um solo salino-sódico e no crescimento inicial do girassol. **Irriga**, v. 20, p. 46-59, 2015.

SAIFULLAH; DAHLAWI, S.; NAEEM, S.; RENGEL, Z.; NAIDU, R. Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 320-335, 2018.

SANTOS, G. J. **Agricultura irrigada, meio ambiente e intervenções públicas no território do alto sertão sergipano**. 2011. 255 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2011.

SANTOS, M. M.; GALVÃO, J. C. C.; SILVA, I. R.; MIRANDA, G. V.; FINGER, F. L. Épocas de aplicação de nitrogênio em cobertura na cultura do milho em plantio direto, e alocação do nitrogênio (^{15}N) na planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1185-1194, 2010.

SANTOS, P. M. D.; ROLIM, M. M.; DUARTE, A. S.; BARROS, M. F. C.; SILVA, E. F. F. Uso de resíduos de gesso como corretivo em solo salino-sódico. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 44, p. 95-103, 2014.

SANTOS, S. J. S. **Salinização do solo: Problematiza Socioambiental do Perímetro Irrigado Jacaré-Curitiba-SE**. 2015. 164 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2015.

SCHUBERT, S.; NEUBERT, A.; SCHIERHOLT, A.; SÜMER, A.; ZÖRB, C. Development of salt-resistant maize hybrids: The combination of physiological strategies using conventional breeding methods. **Plant Science**, v. 177, p. 196-202, 2009.

SERGIPE. **Atlas Digital sobre Recursos Hídricos do Estado de Sergipe**. Aracaju: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos/Superintendência de Recursos Hídricos - SEMARH/SRH, (CD ROOM), 2018.

SHARP-HEWARD, S.; ALMOND, P.; ROBINSON, B. Soil disturbance and salinisation on a vineyard affected by landscape recontouring in Marlborough, New Zealand. **Catena**, v. 122, p. 170-179, 2014.

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília-DF: Embrapa Solos, 2009. 627p.

SILVA, R. C. **Efeito do gesso nos teores de fósforo avaliados por três métodos de análise de solo**. 2008. 182 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP, 2008.

SILVA, R. C.; GRZYBOWSKI, C. R. S.; PANOBIANCO, M. Vigor de sementes de milho: influência no desenvolvimento de plântulas em condições de estresse salino. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, p. 491-499, 2016.

SOBRAL, L. F.; VIEGAS, P. R. A.; SIQUEIRA, O. J. W.; ANJOS, J. L.; BARRETTO, M. C. V.; GOMES, J. B. V. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes no Estado de Sergipe**. 1ª Ed. Aracaju-SE: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2007, 251 p.

SOBRAL, L. F.; BARRETTO, M. C. V.; SILVA, A. J.; ANJOS, J. L. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solo**. Aracaju-SE: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015, 13 p.

SOUSA, I. F. D.; SILVA, V. P. R.; SABINO, F. G.; AGUIAR NETTO, A. O.; SILVA, B. K. N.; AZEVEDO, P. V. Evapotranspiração de referência nos perímetros irrigados do Estado de Sergipe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 633–644, 2010.

SUN, H.; LU, H.; CHU, L.; SHAO, H.; SHI, W. Biochar applied with appropriate rates can reduce N leaching, keep N retention and not increase NH_3 volatilization in a coastal saline soil. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 820-825, 2017.

SUNDHA, P.; BASAK, N.; RAI, A.K.; YADAV, R. K.; SHARMA, D. K.; SHARMA, P. C. N and P Release Pattern in Saline-sodic Soil Amended with Gypsum and Municipal Solid Waste Compost. **Journal of Soil Salinity and Water Quality**, v. 9, p. 145-155, 2017.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5ª ed. Porto Alegre-RS: Artmed, 2013. 918 p.

TAVARES FILHO, A. N.; BARROS, M. F. C.; ROLIM, M. M.; FILVA, E. F. F. Incorporação de gesso para correção da salinidade e sodicidade de solos salino-sódicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 247–252, 2012.

THOMAS, S. C.; FRYE, S.; GALE, N.; GARMON, M.; LAUNCHBURY, R.; MACHADO, N.; MELAMED, S.; MURRAY, J.; PETROFF, A.; WINSBOROUGH, C. Biochar mitigates negative effects of salt additions on two herbaceous plant species. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p. 62-68, 2013.

TRAN, H. N.; YOU, S.-J.; CHAO, H.-P. Effect of pyrolysis temperatures and times on the adsorption of cadmium onto orange peel derived biochar. **Waste Management & Research**, v. 34, p. 129-138, 2016.

VAN HOORN, J. W.; VAN ALPHEN, J. G. Salinity Control. In: RITZEMA, H. P (ed.). **Drainage Principles and Applications**. 16ª. ed. Wageningen, Alterra: International Institute for Land Reclamation and Improvement, 2006. Cap. 15, 533-600 p.

VASCONCELOS, R. R. A. D.; BARROS, M. F. C.; SILVA, E. F. F.; GRACIANO, E. S. A.; FONTENELE, A. J. P. B.; SILVA, N. M. L. Características físicas de solos salino-sódicos do semiárido pernambucano em função de diferentes níveis de gesso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1318–1325, 2013.

VASCONCELOS, R. R. A. GRACIANO, E. S. A.; FONTENELE, A. J. P. B.; CORDEIRO NETO, A. T.; BARROS, M. F. C. Qualidade da água drenada e desenvolvimento do feijão-caupi em solos salino-sódicos após uso de gesso associado à lâmina de lixiviação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 10, p. 640-650, 2016.

VITTI, G. C.; HOLANDA, J. S.; CERQUEIRA, P. H. L.; HERNANDEZ, F. B. T.; BOARETTO, A. E.; PENTEADO, S. R. Fertirrigação: condições e manejo. 1995. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. 2ª. ed. Fortaleza-CE: INCTSal, 2016. Cap. 10, p. 504.

WU, Y.; LI, Y.; ZHANG, Y.; BI, Y.; SUN, Z. Responses of Saline Soil Properties and Cotton Growth to Different Organic Amendments. **Pedosphere**, v. 28, p. 521–529, 2018.

XU, G.; ZHANG, Y.; SUN, J.; SHAO, H. Negative interactive effects between biochar and phosphorus fertilization on phosphorus availability and plant yield in saline sodic soil. **Science of the Total Environment**, v. 568, p. 910-915, 2016.

YU, J.; WANG, Z.; MEIXNER, F. X.; YANG, F.; WU, H.; CHEN, X. Biogeochemical Characterizations and Reclamation Strategies of Saline Sodic Soil in Northeastern China. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 38, p. 1010-1016, 2010.

YUE, Y.; GUO, W. N.; LIN, Q. M.; LI, G. T.; ZHAO, X. R. Improving salt leaching in a simulated saline soil column by three biochars derived from rice straw (*Oryza sativa* L.), sunflower straw (*Helianthus annuus*), and cow manure. **Journal of soil and water conservation**, v. 71, p. 467-475, 2016.

ZAMBOLIM, L.; VENTURA, J. A.; ZANÃO JÚNIOR, L. A. **Efeito da nutrição mineral no controle de doenças de plantas**. Viçosa – MG: Os Autores, 2012. 322 p.

ZEMA, D. A.; CALABRÒ, P. S.; FOLINO, A.; TAMBURINO, V.; ZAPPIA, G.; ZIMBONE, S. M. Valorisation of citrus processing waste: A review. **Waste Management**, v. 80, p. 252–273, 2018.

ZHANG, G., ZHANG, O., SUN, K., LIU, X., ZHENG, W., ZHAOIL, Y. Sorption of simazine to corn straw biochars prepared at different pyrolytic temperatures. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 2594-2601, 2011.

ZHANG, J.; BAI, Z.; HUNG, J.; HUSSAIN, S.; ZHAO, F.; ZHU, C.; ZHU, L.; CAO, X.; JIN, Q. Biochar alleviated the salt stress of induced saline paddy soil and improved the biochemical characteristics of rice seedlings differing in salt tolerance. **Soil & Tillage Research**, v. 195, p. 1-10, 2019.